INDICE GENERALE

Parte Prima

Saluto ai partecipanti III
Elenco dei partecipanti al XXXII Congresso SIBM..... V
Elenco dei partecipanti alle Tavole Rotonde..... VIII

Relazione inaugurale

HOPKINS T.S. - Abiotic variability and biocomplexity in the Northern Adriatic, some research perspectives 1

Tema 1 - *Mare Adriatico: ambiente, risorse e pesca*

Relazione

BOMBACE G. - Riflessioni su pesca, biodiversità ed aree marine protette..... 48

Intervento programmato

CASELLATO S. - Tre secoli di biologia marina nel Mar Adriatico 71

Comunicazioni

CINGOLANI N., ARNERI E., SANTOJANNI A., BELARDINELLI A., GIANNETTI G., COLELLA S., DONATO F. - Stock assessment of sardine (*Sardina pilchardus*, Walb.) in the Adriatic sea..... 82

SANTOJANNI A., CINGOLANI N., E. ARNERI, GIANNETTI G., BELARDINELLI A., DONATO F., COLELLA S. - Calculation of small pelagic catch per unit of fishing effort in the Adriatic sea 89

SALA A., COSIMI G., PALUMBO V. - Catture di Engraulis encrasicholus e Sardina pilchardus in relazione alla temperatura ed alla profondità di campionamento (Mare Adriatico) 96

TINTI F., DI NUNNO C., GUARNIERO I., SCAPOLATEMPO M., VALLISNERI M. - Struttura di popolazione di *Sardina pilchardus* (Walbaum 1792) dell'Adriatico mediante analisi di marcatori molecolari e morfometrici..... 105

BONANNO A., LEVI D., PATTI B., MAZZOLA S. - Studio delle relazioni tra la portata del fiume Po e le fluttuazioni delle catture commerciali di acciughe (*Engraulis encrasicolus)* nel nord Adriatico con un approccio di logica fuzzy 112

PELLIZZATO M., VENDRAMINI A. - Experimental management of *Chamelea gallina* (L.) in Venice and Monfalcone marine boxes (1997-2000) 121

OREL G., FONTOLAN G., BURLA I., ZAMBONI R., ZENTILIN A., PESSA G. - Aspetti dell'impatto della pesca della vongola verace filippina (*Tapes philippinarum*) con draghe al traino nella laguna di Marano (Adriatico settentrionale)..... 129

FIORI F., PRIOLI G., GRAMOLINI R., MIETTI N., TONTINI N. - Il supporto tecnico-scientifico alla gestione sperimentale della risorsa vongole (C*hamelea gallina*) nel compartimento di Chioggia, 1997-2000..... 138

MIETTI N., PRIOLI G., FIORI F., TONTINI N. - Studi sull'attività riproduttiva di *Ostrea edulis* L. in medio Adriatico e prove di reperimento di seme selvatico..... 145

GRATI F., FABI G., LUCCHETTI A., CONSOLI P. - Analisi delle catture di *Solea vulgaris* Quensel, 1806 effettuate con reti ad imbrocco in Adriatico settentrionale 154

SCARCELLA G., FABI G., GRATI F., LUCCHETTI A. - Fattori che influenzano l'ingresso di S*epia officinalis* L. 1758 nelle trappole..... 161

CASELLATO S., MASCIADRI S., MASIERO L., CAMPI G. - Impatto della pesca con draghe idrauliche sulla comunità bentonica della fascia costiera alto-adriatica..... 170

CESCHIA C., OREL G., TRELEANI R., DE GIORGIO E., ZAMBONI R. - Osservazioni sulle comunità bentoniche del dosso di Santa Croce (Golfo di Trieste, Adriatico settentrionale) 180

SPAGNOLO A., PANFILI M., GIAMPIERI A., SPEGNE R., TROVARELLI L. - Cambiamenti indotti sulla comunità bentonica di fondo mobile da una piattaforma estrattiva off-shore (Adriatico settentrionale)..... 191

SDRIGOTTI E., DE VITTOR C., BETTOSO N., ALEFFI F., DEL NEGRO P., FONDA UMANI S.- Influenza della produzione microalgale sul valore nutrizionale dei sedimenti in un ambiente costiero dell'alto Adriatico..... 199

Poster

UNGARO N., MARTINO M., STRIPPOLI G., MARANO C.A. - Nuovi reperti ittiologici sui fondi mesobatiali dell'Adriatico meridionale 208

VALLISNERI M., PICCINETTI C., TOMMASINI S. - Osservazioni sulla distribuzione e biologia di *Cepola macrophtalma* (L., 1758) (Cepolidae, Perciformes) del mare Adriatico..... 213

RAICEVICH S., DA PONTE F., PRANOVI F., GIOVANARDI O. - La pesca a strascico in alto Adriatico e l'utilizzo del Side Scan Sonar quale possibile strumento per la valutazione dello sforzo 217

BARLETTA D. - Caratteristiche strutturali e funzionali della macchia a *Zostera marina* L. nel porto di Numana (Ancona, Mare Adriatico) 220

PONTI M., MARCHI M., COLANGELO M.A., CECCHERELLI V.U. - Variazioni degli spettri di biomassa e della produttività delle comunità macrobentoniche lagunari 225

SOLUSTRI C., MORELLO E., SABELLI B. - Primi dati sulla malacofauna associata ad una prateria di *Posidonia oceanica* (L.) Delile in Adriatico orientale (Croazia)..... 231

CHIEA R., CORSI I., SENSINI C., FOCARDI S. - Evidenze di risposte enzimatiche cerebrali (AChE) e CYPIA1 dipendenti (EROD e BPMO) in tre specie ittiche bentoniche (*Mullus barbatus, Serranus cabrilla* e *Coris julis*), potenziali bioindicatrici della qualità dell'ambiente marino costiero 236

DA ROS L., NESTO N., NASCI C. - AEC e tasso di riaffossamento come possibili biomarkers di stress meccanico da turbosoffiante in *Chamelea gallina* (Linnaeus, 1758) del nord Adriatico 240

BRESSAN M., BARICHELLO B., GATTO T., STELLATO M., ZAMPIERI S., PELLIZZATO M. - Insediamento larvale di molluschi bivalvi di interesse commerciale in laguna di Venezia..... 244

MOSCHINO V., DEPPIERI M., MARIN M.G. - Valutazione degli effetti dello stress da pesca con draga idraulica sulla vongola *Chamelea gallina*..... 247

MONARI M., CATTANI O., VITALI G., CORTESI P., DE ZWAAN A. - Studi preliminari sui fattori che incrementano la mortalità di C*hamelea gallina* (Bivalvia, Veneridae) in anossia ed in normossia..... 251

ZACCONE R., MANCUSO M. - Caratteristiche fisiologiche ed enzimatiche dei batteri eterotrofi associati ad aggregati..... 256

CORSI I., MARIOTTINI M., MENCHI V., BINDI L., SENSINI C., FOCARDI S. - Approccio tossicologico multilivello per la valutazione della contaminazione marina costiera utilizzando organismi bersaglio 260

MARIOTTINI M., MENCHI V., CORSI I., FOCARDI S. - Policlorobifenili, idrocarburi aromatici e nonifenoli in *Mytilus galloprovincialis* come specie bioindicatrice..... 265

CASSIN D., BIANCHI F., BOLDRIN A., TURCHETTO M., - Distribuzione del materiale particellato in Adriatico settentrioale (luglio 1999, luglio 2000)..... 269

SPECCHIULLI A., CARAPELLA G., CASOLINO G., D'ADAMO R., FRANCHI M., MAROLLA V., SCIROCCO T., VILLANI P. - Studio ambientale del lago di Varano: caratteristiche idrologiche e biologiche 273

SCHIAVONE R., ALLIEVI L., BRUSA T., VILLANI P. - Aspetti igienici relativi ad una zona costiera (laguna di Varano)..... 277

MARINI M., RUSSO A., FORNASIERO P., PASCHINI E., GRILLI F. - Il bacino centro-meridionale dell'Adriatico nel febbraio 1999: caratteristiche chimiche e fisiche della colonna d'acqua..... 281

CINGOLANI N., SANTOJANNI A., BELARDINELLI A., DONATO F., COLELLA S. - Aspetti della pesca nelle Marche: indagine sulla flotta peschereccia e sulla forza lavoro..... 287

UNGARO N., MARANO G., CARIOLA L., BERTOLDI G., DI TURTI L. - Lo sbarcato del porto peschereccio di Molfetta (basso Adriatico): aree di pesca, catture e sforzo in un anno di osservazioni 290

Tema 2 - *Variazioni nella composizione delle comunità planctoniche*

Interventi programmati

RINALDI A., GIOVANARDI F., MAGALETTI E. -Attività di studio e controllo dei livelli trofici nei mari italiani, con particolare riferimento alle acque costiere adriatiche..... 295

MONTI M. - Dinoflagellati eterotrofi: il loro ruolo in ambiente marino 312

Comunicazioni

ZAGAMI G., CAMPOLMI M., DONATO P., GRANATA A. - Distribuzione spazio-temporale dello zooplancton nell'Adriatico centro-settentrionale 332

COEN R. - Vent'anni dopo: lo zooplancton dei laghi pontini (Fogliano, Monaci e Caprolace)..... 340

CAMPOLMI M., ZAGAMI G., PELLERITO R., GRANATA A., MAZZOLA A. - Variazioni spazio-temporali del popolamento a Calanoidi iperbentonici (Crustacea: Copepoda) in un ambiente costiero mediterraneo 350

SARTINI M., BELCARI P., DE RANIERI S. - Occurrence of eggs and larvae of european hake, *Merluccius merluccius* (L., 1758) in the Northern Tyrrhenian Sea 358

CABRINI M., BUSSANI A., CELIO M., DIANA E., MOZETIC P., PECCHIAR I., FONDA UMANI S. - Variabilita' spaziale e temporale della produzione primaria nelle acque costiere del Golfo di Trieste..... 366

BERNARDI AUBRY F., ACRI F., BASTIANINI M., BERTON A., BIANCHI F., LAZZARINI A., PUGNETTI A., SOCAL G. - Variazioni stagionali delle comunità fitoplanctoniche e della produttività primaria in Adriatico settentrionale (luglio 1999-luglio 2000)..... 374

FACCA C., SFRISO A., SOCAL G. - Phytoplankton spatial and temporal distribution in the central part of the Venice lagoon 383

TOTTI C.M., CUCCHIARI E.M., ROMAGNOLI T. - Variazioni intra e interannuali del fitoplancton nell'area costiera di Senigallia (Adriatico settentrionale) dal 1988 al 2000 391

SARACINO O.D., RUBINO F., FANELLI G. - Studio della composizione del fitoplancton lungo le coste della Penisola Salentina mediante un approccio integrato acqua/sedimenti..... 400

LUGLIÈ A., RUIU R., CECCHERELLI G., SECHI N. - Variabilità spazio-temporale della struttura del fitoplancton nel Golfo dell'Asinara (Sardegna) . 409

Poster – Comitato Plancton

ZAMPINO D., ZACCONE R., LA FERLA R. - Stima della frazione vitale del batterioplancton: confronto di metodiche 416

STRAMIGIOLI P., GRAMOLINI R., PICCINETTI MANFRIN G. - Prima segnalazione di *Facciolella oxyrhyncha* (Bellotti, 1883) (Osteichthyes, Nettastomatidae) in Adriatico 420

LARATO C., RORATO M., CREVATIN E., DEL NEGRO P., FONDA UMANI S. - Variazioni temporali dell'abbondanza nanoplanctonica nel Golfo di Trieste ... 423

MILANI L., BORME D., VETTACH E., FONDA UMANI S. - Variazione temporale di ciliati Tintinnidi in Adriatico settentrionale 427

PISTOCCHI R., GUERRINI F., BONI L., MILANDRI A., CEREDI A., POLETTI R., POMPEI M. - Produzione di yessotossine da parte di un ceppo di *Protoceratium reticulatum* isolato nell'Adriatico nord-occidentale..... 430

LA ROSA T., COSTA K., SARA' G. - Ecologia del batterioplancton nello Stagnone di Marsala (Sicilia occidentale)..... 433

CARUSO G., LEONARDI M., AZZARO F., ZACCONE R., MANCUSO M. - Distribuzione microbica ed attività esoenzimatica in un'area del Mar Ionio prospiciente Capo Passero..... 437

CAMATTI E., COMASCHI A., ACRI F. - Variazioni di popolazioni mesozooplanctoniche in Adriatico settentrionale (luglio 1999-ottobre 2000) . 441

Tema 3 - *Biodiversità del benthos mediterraneo: aspetti storici e dinamici*

Relazione

TAVIANI M. - The Mediterranean benthos from late Miocene up to present: ten million years of dramatic climatic and geologic vicissitudes..... 445

Comunicazioni

CAMILLI L., CASTELLI A., LARDICCI C., MALTAGLIATI F. - Divergenza genetica e morfologica di due popolazioni di *Perinereis cultrifera* (Grube, 1840) (Polychaeta: Nereididae) dell'Isola d'Elba 464

MALTAGLIATI F. - Diversità genetica di *Aphanius fasciatus* (Teleostei, Cyprinodontidae) in biotopi salmastri sardo-corsi: fattori storici e implicazioni per la conservazione 470

CECCHERELLI G., PIAZZI L. - Invasion of *Caulerpa racemosa* and *Caulerpa taxifolia* in the Mediterranean: the influence of macroalgal assemblage complexity and their competitive interaction 479

SANDULLI R., DE ZIO GRIMALDI S., GALLO D'ADDABBO M., CALO' L., BRESSAN E. - Aspetti della biodiversità della meiofauna lungo il litorale pugliese 484

CANTONE G., DI PIETRO N. - I Policheti bentonici della Fossa di Pomo (medio Adriatico) 494

ALCARO L., BATALONI S., BERGAMINI N., BIDDITTU A., BISTACCHIA M., MAGNIFICO G., PANNOCCHI A., PENNA M., TRABUCCO B., AMATO E., FRESI E. - Macrozoobenthos dei fondi mobili del Molise: analisi biocenotica 501

MISTRI M., ROSSI R., FANO E.A. - Complementarità strutturale e funzionale della macrofauna bentonica in una laguna alto adriatica (Sacca di Goro) 508

Parte Seconda

Poster

CECERE E., SARACINO O.D., PETROCELLI A. - Sui primi studi sulle macroalghe marine bentoniche della costa marchigiana 517

DAPPIANO M., IACONO B., GAMBI M.C. - Biocoenotic characterisation and new records of benthic organism in the Phlegrean Islands (Ischia, Procida and Vivara, Gulf of Naples) by means of visual census 519

DIELI T., PELLINO D., CHEMELLO R., RIGGIO S. - Analisi temporale della malacofauna associata alle piattaforme a vermeti siciliane 526

MARINO G., BLUNDO M.C., GIACCONE G. - Capo Murro di Porco (SR) come osservatorio per l'evoluzione della biodiversità fitobentonica del Mediterraneo: il popolamento algale come ulteriore motivo di tutela 530

NONNIS MARZANO C., ROMANAZZI V., MERCURIO M., LONGO C., GHERARDI M., PANETTA P., SCALERA LIACI L., CORRIERO G. - Composizione tassonomica e distribuzione del macrobenthos della laguna di Lesina: valutazione critica della bibliografia e aggiornamento dei dati 533

GAMBI M.C., DAPPIANO M., IANNOTTA A., ESPOSITO A., ZUPO V., BUIA M.C. - Aspetti storici ed attuali della biodiversità del benthos: un esempio in alcune aree del Golfo di Napoli 538

Poster Acquacoltura

BOSCOLO R., CORNELLO M., GIOVANARDI O. - Studio preliminare per la scelta di un indice di condizione applicato alla mitilicoltura nell'Adriatico settentrionale 542

DE INNOCENTIIS S., MIGGIANO E., UNGARO A., CROSETTI D. - Microsatellite and AFLP fingerprinting methods optimization for seabass and seabream aquaculture broodstocks management 547

SANSONE G., FABBROCINI A., IEROPOLI S., ZUPA A., RISPOLI S. - Effetti di un substrato energetico sulla motilità di spermatozoi di spigola (*Dicentrarchus labrax,* L.)..... 549

FAVALORO E., LOPIANO L., CICCARELLO C., MAZZOLA A. - Composizione biochimica del tessuto epatico e muscolare di tonno rosso (*Thunnus thynnus*) allevato..... 552

FRANCESCON A., CARDELLINI P., BERTOTTO D., LIBERTINI A., POLTRONIERI C., GASPARINI M., BARBARO A. - Sterilità indotta nel branzino (*Dicentrarchus labrax* L.) per mezzo della triploidizzazione..... 555

FRANZOI P., MAIO G., TRISOLINI R., CICCOTTI E., CATAUDELLA S., ROSSI R. - Novellame selvatico per la vallicoltura: uso sostenibile della risorsa finalizzato alla conservazione di ecosistemi lagunari..... 558

LIBERTINI A., FRANCESCON A., BERTOTTO D., BENEDETTI P., POLTRONIERI C., BARBARO A. - Ulteriori approfondimenti sulla tetraploidizzazione nel branzino *Dicentrarchus labrax* (L.)..... 562

MESSINA C.M., BERTOLINO F., LA BARBERA L., GUNNELLA F., SANTULLI A. - Caratterizzazione della qualità del tonno rosso (*Thunnus thynnus*) per la commercializzazione sul mercato giapponese..... 566

SCALICI M., SCHINO G., BARBARO A., FRANCESCON A., GIBERTINI G., CANESE S. - Influenza di un preparato a lento rilascio dell'LH-RH sull'inversione sessuale dell'orata, *Sparus aurata* (L.), allevata in sistemi di stabulazione a ricircolo..... 568

SCALICI M., SCHINO G., ALLEGRO A., GIORDANO P., GIBERTINI G., CANESE S. - Influenza dei fattori sociali sull'inversione sessuale dell'orata, *Sparus aurata* (L.), allevata in sistemi di stabulazione a ricircolo..... 571

VACCARO A.M., BUFFA G., MESSINA C.M. - Caratterizzazione del pattern lipidico e degli acidi grassi del muscolo dell'ibrido *Acipenser naccarii* (Bonaparte, 1836) *x A. baerii* (Brandt, 1869) e del reciproco *A. baerii x A. naccarii*..... 574

Poster Benthos

BEDINI R., CANALI M.G., BEDINI A. - Caratterizzazione delle biocenosi bentoniche e della fauna ittica in un tratto di mare a nord dell'Isola d'Elba ... 578

BEDINI R., BERTUCCELLI M., CANALI M.G., BEDINI A. - Distribuzione e morfologia di comunità di *Sabellaria alveolata* (L.) lungo il litorale di San Vincenzo e di Piombino (LI) 585

BEDINI R., BERTUCCELLI M., CANALI M.G., BEDINI A., BIONDI P. - Indagine preliminare sulle biocenosi del promontorio di Piombino, tra Salivoli e Torre del Sale (provincia di Livorno) 590

BERTOZZI F., VIRGILIO M., ABBIATI M. - Struttura genetica di *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel) in tre bacini salmastri delle coste italiane 596

BUIA M.C., GAMBI M.C., BADALAMENTI F. - Morpho-chronological observations on seedlings and juvenile shoots of *Posidonia oceanica* (L.) Delile collected "in situ" in various coastal areas 600

CILENTI L., SCIROCCO T., BREBER P., SPADA A. - Primi risultati sulla composizione della macrofauna bentonica della laguna di Lesina (FG) 605

CORNELLO M., GIOVANARDI O. - Struttura delle comunità macrozoobentoniche costiere nel compartimento di Chioggia anche in relazione all'influenza dell'attività di mitilicoltura off-shore..... 609

COSTANTINO G., QUARANTA L., DE ZIO V., PASTORELLI A.M., ROSITANI L., UNGARO N. - Sulla recente presenza di *Caulerpa racemosa* (Forsskal) J. Agardh sui fondi costieri dell'Adriatico sud-occidentale 613

MASTROTOTARO F., MATARRESE A., TURSI A. - Un mare di coralli in Mar Ionio 616

MERELLO S., CANTARELLA M. - Epifiti di *Cymodocea nodosa* e *Caulerpa taxifolia* nel ponente ligure..... 620

DAL ZOTTO W., MISTRI M. - Stime preliminari sulla crescita e la produzione secondaria del mitilide alloctono *Musculista senhousia* nella Sacca di Goro.. 623

MOCCIARO G., SARÀ G., MIRTO S. - Struttura e ruolo della meiofauna nella Stagnone di Marsala (Sicilia nord-occidentale) 626

MOSCI D., PIERBONI L., VALENTINI A., CECCARINI M., BALSAMO M. - Osservazioni preliminari sul meiozoobenthos del parco naturale del Monte S. Bartolo (Pesaro) 629

PANETTA P., MASTROTOTARO F., MATARRESE A. - Molluschi del fondo a C*ladophora prolifera* della riserva marina di Porto Cesareo (LE)..... 632

SCIROCCO T., CILENTI L., BREBER P., SPADA A. - Analisi della popolazione di *Loripes lacteus* (Bivalvia, Lucinidae) nella laguna di Varano (FG)..... 636

SGRO L., MISTRI M. - Prime osservazioni sul ciclo biologico della specie alloctona *Musculista senhousia* Benson in Cantor 1842 (Mytilidae) 639

SIMONINI R., MOLINARI D., PREVEDELLI D. - I cromosomi di *Dinophilus gyrociliatus* (Polichaeta: Dinophilidae): il cariotipo femminile..... 642

SPANÒ N. - Presenza di *Partenope expansa* (Miers, 1879) (Decapoda: Parthenopidae) nello Stretto di Messina..... 645

TODARO M.A., VIRNO-LAMBERTI C., PULCINI M., PELLEGRINI D., DE RANIERI S. - La meiofauna in un'area soggetta a sversamento di materiale di dragaggio..... 647

Poster Fascia Costiera

ALCARO L., CHIERUZZI T., FARCHI C., PENNA M., TUFANO M., AMATO E. - Valutazione del danno ambientale conseguente la perdita del carico di carbone della m/n Eurobulker IV. Prima fase..... 651

AMATO E., ALCARO L., AUSILI A., CHIERUZZI T., FARCHI C., LAURIANO G., PENNA M., TUFANO M. - Sversamento di combustibile Orimulsion® 400: verifica della presenza di residui bituminosi nel Golfo dell'Asinara..... 655

ANCORA S., FOSSI M.C., AUSILI A., GRECO S., ANDALORO F., ROMEO T. - La pesca con l'arpione nello Stretto di Messina..... 661

BERTOLINO F., LOMBARDO S., ASARO E., LA SCALA P., SANTULLI A. - Monitoraggio della piccola pesca nella riserva naturale marina delle Isole Egadi (Trapani, Sicilia occidentale)..... 665

CAMPO D., CAMPAGNUOLO S., CASTRIOTA L., FALAUTANO M., FINOIA M.G., SINOPOLI M., ANDALORO F. - Sulla cattura di X*yrichthys novacula* (L. 1758) in due aree del Mediterraneo centrale..... 669

CECCHERELLI G., CAMPO D. - Valutazione sperimentale dell'effetto dell'ancoraggio su *Posidonia oceanica* L. (Delile)..... 672

FOLLESA M.C., CUCCU D., DAMELE F., MURENU M., SABATINI A. - Indagine sulla selettività di reti da posta in un'area della Sardegna occidentale..... 674

LAURIANO G., DI MUCCIO S. - Check list of fish damage caught in bottom trammel nets in the Asinara Island National Park (North Western Sardinia)... 679

MAURI M. - Esperienze di transplantation di *Mytilus galloprovincialis* come supplementazione agli studi di caratterizzazione ambientale di aree marine inquinate..... 683

MILAZZO M., BADALAMENTI F., RIGGIO S., CHEMELLO R. - Effetti degli ancoraggi sulla prateria di *Posidonia oceanica* della riserva marina Isola di Ustica: dati preliminari..... 686

PAGLIARANI A., MANUZZI M.P., VENTRELLA V., PIRINI M., TROMBETTI F., TRIGARI G., BORGATTI A.R. - Variazioni delle attività ATPasiche Na+ dipendenti in molluschi bivalvi del Mare Adriatico settentrionale..... 690

PIRINI M., VENTRELLA V., PAGLIARANI A., TROMBETTI F., MANUZZI M.P., BORGATTI A.R., TRIGARI G. - Acidi grassi NMID nei molluschi bivalvi: quale ruolo? 693

ROMEO T., FLORIO G., SIMIOLI A., GRECO S. - Indagine sulla riserva marina di "Punta Campanella" 696

TACCHI B., PAGANELLI L., PALUMBO F., LASAGNA C., ROSI P. - Valutazione dell'inquinamento organico in acque della costa ligure mediante test biologico di laboratorio 699

TUNESI L., PICCIONE M.E., AGNESI S. - Application of a geographic information system to the management of bionomic cartography of Ligurian coastal bottoms 702

TUNESI L., FERRETTI M., MOLINARI A., PALLADINO S. - Catch compositions of the artisanal fisheries in the Gallinaria Island's waters (Ligurian Sea) .. 706

TUNESI L., SALVATI E. - Study of the coastal icthyofauna of the Archipelago of La Maddalena to support the zoning of the marine protected area 710

VITALE S., CANNIZZARO L., MILAZZO A. - Analisi di otoliti , cleitri e scaglie in *Sarpa salpa* (Linnaeus, 1758) 714

VIZZINI S., SARA' G., SAVONA A., MAZZOLA A. - Studio isotopico (δ^{13} C e δ^{15} N) delle reti trofiche di due ambienti costieri mediterranei (Stagnone di Marsala e lago di Sabaudia) 717

Poster Necton

ANDALORO F., CAMPAGNUOLO S., CAMPO D., CASTRIOTA L., FALAUTANO M., SINOPOLI M., VIVONA P. - La pesca della ricciola (*Seriola dumerili*) nel Tirreno meridionale e Stretto di Sicilia: campagne 1990-2000 720

BELCARI P., BERTOLINI D., VIVA C. - Otolith study of juveniles of hake (M*erluccius merluccius* L., 1758) in the Northern Tyrrenian Sea: allometric relationships and preliminary results of imaging analysis 722

MIRTO S., BELLAVIA M., LA ROSA T. - Primi dati sulle abitudini alimentari di C*aranx crysos* nel Golfo di Castellammare (Sicilia nord occidentale) 726

BELTRANO A.M., VITALE S., MILAZZO A. - Note preliminari sul comportamento alimentare di *Lithognatus mormyrus* (Linnaeus, 1758) nello Stretto di Sicilia 729

BIANCHINI M.L., RAGONESE S. - Influence of the fishing ground on the estimates of growth parameters in the deep-water red shrimp (*Aristaeomorpha foliacea) i*n the Straits of Sicily 732

BOTTARI T., GIORDANO D., PERDICHIZZI F., RINELLI P. - Osservazioni preliminari sulla biologia di *Scomber japonicus* (Houttuyin, 1782) in due differenti aree mediterranee: basso Tirreno e Isola di Lampedusa 736

CANNIZZARO L., BELTRANO A.M., KALLIANIOTIS A., VIDORIS P., GAROFALO G. - Osservazioni sulla dieta di *Lithognathus mormyrus* (Linnaeus, 1758) nel Golfo di Selinunte e nel Golfo di Kavala 740

CANNIZZARO L., BELTRANO A.M., VITALE S., MILAZZO A. - Catture di *Seriola dumerili* (Risso, 1810) con reti da posta e mediante cannizzi e rete da circuizione 743

CARLUCCI R., CAPEZZUTO F., D'ONGHIA G. - Aspetti della biologia di *Lepidorhombus boscii* (Risso, 1810) (Osteichthyes, Scophthalmidae) nel Mar Ionio 747

FALAUTANO M., CASTRIOTA L., CAMPAGNUOLO S., SINOPOLI M., VIVONA P. - La pesca dell'alletterato (E*uthynnus alletteratus,* Rafinesque 1810) nell'Isola di Lampedusa (Stretto di Sicilia) 751

GAGLIANO M., TUYA F., MARTIN-GARCIA J., AYZA MASCARELL O. - Experimental evaluation on fish assemblages associated with artificial structures (Canaries Isles; Central Atlantic) 754

GRISTINA M., GAROFALO G., GIUSTO G.B., NORRITO G., SINACORI G., FIORENTINO F. - A comparative study on the hake lenght structures derived from trawl surveys and commercial catches in the Strait of Sicily 758

LIBERTINI A., FRANZOI P., TORRICELLI P. - Contenuto nucleare di DNA totale ed in basi adenina-timina in tre specie del genere *Syngnathus* (Teleostei, Syngnathidae) 763

MANNINI A., ROSSI M., RELINI G. - Analisi multispecifica delle risorse demersali pescate in Mar Ligure: associazioni di specie 766

MURA M., CAU A. - Biologia riproduttiva di *Pagurus excavatus* (Herbst, 1791) (Crustacea; Paguridae) nel Canale di Sardegna 770

PAIS A., CHESSA L.A., SERRA S. - Contributo alla conoscenza della fauna ittica dello Stagno di Calich (Sardegna nord occidentale) 774

PATTI B., MAZZOLA S., BONANNO A., CUTTITTA A., BASILONE G., BUSCAINO G., GARCIA A., GARCIA LAFUENTE J. - On the European Anchovy (*Engraulis encrasicolus*) off the Southern Sicilian coasts. First results from an interdisciplinary research study 778

BRUNO R., POTOSCHI A., CEFALI A., MINNITI F. - Note sulla biologia riproduttiva di *Naucrates ductor* (L., 1758) Osteichthyes: Carangidae 781

POTOSCHI A., MANGANARO A., BATTAGLIA P., CATRIMI N. - Censimento della fauna ittica nei pantani di Capo Peloro (Sicilia nord-orientale) 785

RAGONESE S., CAMILLERI M., GANCITANO S., RIZZO P., BONO G., FIORENTINO F. - Evaluating age at sexual maturity in *Sciaena umbra* Linnaeus, 1758 (Osteichthyes, Sciaenidae) on the basis of otolith microstructure 789

RELINI G., DE ROSSI C., PIANO T., ZAMBONI A. - Osservazioni sui cefalopodi dei fondi strascicabili liguri 792

RELINI M., PALANDRI G., TORCHIA G. - Confronto tra la fauna ittica di due tipi di moduli della barriera artificiale di Alassio 796

RELINI M., PALANDRI G., TORCHIA G. - Riproduzione dello zerro *Spicara smaris* L. all'interno della barriera artificiale di Alassio 800

SBRANA M., REALE B., ROSSETTI I., SARTOR P. - Fishing grounds of the Livorno artisanal fleet, Eastern Ligurian Sea 804

SERENA F., BAINO R. - Analisi preliminare delle catture di una rete a strascico con doppio sacco 808

SILVESTRI R., VOLIANI A., ZUCCHI A. - Nota sulla biologia di S*corpaena porcus* Linneo, 1758 nel Mar Ligure meridionale 813

TINTI F., GUARNIERO I., UNGARO N., PICCINETTI C. - Struttura genetica di *Solea vulgaris* dei mari italiani determinata mediante analisi della variabilità di marcatori mitocondriali 818

TINTI F., GUARNIERO I., DESOUTTER M., TOMMASINI S. - Filogenesi molecolare di specie atlanto-mediterranee di sogliole 822

VOLIANI A., ABELLA A., AUTERI R. - Un approccio semplice per confrontare il ricavo potenziale dei fondali sfruttati dalla pesca a strascico 826

Argomenti vari

BERTELLETTI M. - Innovazioni nella gestione dei progetti di ricerca in pesca e acquacoltura svolti nell'ambito della legge N. 41/82: il "Catalogo ricerche" 831

SERENA F., VACCHI M., RELINI G., MO' G., COSTANTINI M., NOTARBARTOLO DI SCIARA G. - Status of the application of the IPOA-Shark to the Mediterranean and proposals of co-ordinated initiatives aimed at further developments 836

Poster vari

MAGILLO F., FAIMALI M., ANDRENACCI M., GERACI S. - Video-track analysis of light-iduced motion response in B*alanus amphitritae* Darwin (Crustacea: Cirripedia) larvae 852

CATANIA F., MESSINA C.M., CURATOLO A., MISTRETTA G., SANTULLI A. - Caratterizzazione di *Artemia* (*Artemia salina*) delle saline di Trapani 856

CAVALLINI S., BARBIN L., SBRENNA G., TUROLLA E., SINISCALCHI A. - Caratterizzazione della liberazione di serotonina dal ganglio viscerale di *Venus verrucosa* 859

DE INNOCENTIIS S., LESTI A., LIVI S., SOLA L. - Microsatellite analysis of gilthead seabream (*Sparus aurata)* from coastal lagoons: preliminary results 863

DESANTIS S., LABATE M., MINNITI F., CEFALI A., BRUNO R., CIRILLO F., LABATE M.G. - Localizzazione immunoistochimica delle cellule ad ACTH nell'ipofisi di pesce spada (*Xiphias gladius* L.) 866

GAGLIANO M., GANCEDO U., COCA J., RAMOS A.G. - Real time remote sensing monitoring of the Western Mediterranean..... 870

GARAVENTA F., FAIMALI M., GERACI S. - Toxicity and settlement inhibition assay for antifouling biocides using larvae of *Hydroides elegans* Haswell (Polychaeta: Serpulidae)..... 874

MOLA L., BERTACCHI I., VALLISNERI M., SPANÒ A., PEDERZOLI A. - I peptidi regolativi del tratto digerente nello sviluppo di *Dicentrarchus labrax* (L.) 878

QUAGLIA A., MINELLI D., GIULIANI A., VILLANI L. - Connessioni abenulenucleo interpeduncolare in *Chiloscyyllium arabicum* (Chondrichthyes, Elasmobranchii) 881

SABATINI A., ADDIS P., FOLLESA M.C., MISSO P., PESCI P., CAU A. - Proposta di una nuova procedura per l'identificazione delle coorti di una popolazione..... 884

SALVADORI S., COLUCCIA E., MILIA A., CANNAS R., DEIANA A.M. - Studio dei cromosomi mitotici e meiotici di *Homarus gammarus* (Crustacea; Decapoda) 889

SERRAZANETTI G.P., MONTI G., PAGLIUCA G., FALASCA A. - Acidi grassi nelle cere di campioni di zooplancton dell'Antartide..... 892

SERRAZANETTI G.P., MONTI G., FABBRI M., SELLI A. - Idrocarburi, steroli ed acidi grassi in alghe della costa marchigiana..... 894

Tavola Rotonda – *Pesca italiani oltre gli stretti: quali prospettive?*

BOMBACE G. - Presentazione della Tavola Rotonda..... 899

GIANNINI L. - La pesca oceanica italiana, fra tradizione e rilancio 901

CONTE P. - Sviluppo e prospettive della pesca oceanica italiana 905

DOUMENGE F. - De "suicide" de la bonite (350 $ la tonne) a la folie du thon rouge (800 $ le kilo), l'eclatement du marche thonier. Quelles perspectives pour les peches? 907

Tavola Rotonda - *Cooperazione mediterranea nella gestione delle risorse e nella ricerca biologica marina: ADRIAMED - COPEMED - MEDSUDMED - INTERREG*

COPPOLA R. - The cooperation in the Mediterranean: the role of FAO 931

ROBLES R. - The COPEMED Project 933

MASSA F., MANNINI P. - Aims, strategies and activities of the FAO-ADRIAMED regional project (scientific cooperation to support responsible fisheries in the Adriatic Sea) 937

COPPOLA R. - Project MEDSUDMED 945

COPPOLA R. - Project MEDIFISIS 947

PICCINETTI C. - Considerazioni sulle collaborazioni internazionali nella949 gestione della pesca 949

TURSI A. - Il progetto Interreg II Italia-Albania: un modello di cooperazione 952

LEVI D. - Two new ideas for the common fisheries policy 955

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 1-47

T.S. Hopkins

Department of Marine, Earth and Atmospheric Sciences,
North Carolina State University, Raleigh - 27695 USA.

ABIOTIC VARIABILITY AND BIOCOMPLEXITY IN THE NORTHERN ADRIATIC, SOME RESEARCH PERSPECTIVES

VARIABILITÀ ABIOTICA E BIOCOMPLESSITÀ NELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE, QUALCHE PROSPETTIVA DELLA RICERCA

Abstract

The level of degradation in coastal ecosystems has generated a new urgency to redirect the science of assessing these systems in order that their economic value can assist in their conservation. This new challenge will combine the concept of biocomplexity and the methodology of the systems approach. Accordingly, biocomplexity suggests that changes in the structure and function of an ecosystem result from the interactions between sub-components of the system. Systems theory maintains that an understanding of a system's response requires a simultaneous accounting of all significant internal and external interactions. A conceptual model of the circulation and nitrogen processing is used as a mechanism to illustrate how this combined approach might be applied to the Northern Adriatic ecosystem and its response to changes to its exogenous inputs. In part this involves the identification of the control points and interactions that determine the mass and information fluxes within the system and that promote reorganizations in structure that eventually can impact the function of the entire ecosystem. The purpose of such a discussion is to design integrated research programs that would quantify the complete set of interactions between the cause (abiotic input) and its effect (internal response) in order that reliable simulations can be constructed. The research design would include the provision for specific output to serve as diagnostic and simulation data for coupled resource-economic models that would assist in the sustainable use of the Northern Adriatic.

Key-words: *Adriatic, circulation, nitrogen, eutrophication, systems approach, biocomplexity.*

Introduction

The need for research into natural systems and the manner in which we conduct that research have recently come under greater scrutiny. There are two underlying reasons for this: the first is the very urgent need to make more comprehensive assessments of the value of natural systems (i.e. Natural Capital, cf. Hawkin *et al.,* 1999), and the second is our present inability to understand and simulate how these systems degrade and restore themselves. Both the need for research results and the inability to understand them are controversial and challenge those of us convinced of the urgency of doing so. I would argue, however, that the science of natural systems is already evolving in this direction. More funding has been directed toward documenting the response of natural systems to increased exposure to anthropogenic stresses, and there have been recent advances in understanding the complexity of living systems.

The purpose of this presentation is to open up a discussion on the relevance of these changes to research in the Northern Adriatic (NA). In the first section, I will briefly review several of the arguments for an increased responsibility on the part of science to evaluate living systems and survey some of the emerging concepts that impact how we might undertake these evaluations. In the second section, I will give a conceptual model of the circulation and the processing of

nitrogen in the NA to provide a basis for the discussion in the third section of some perspectives on how the emerging concepts of abiotic variability and biocomplexity might be considered in Adriatic research.

Emerging concepts

Natural Capital. Preliminary assessments of the Natural Capital value of the world's ecosystems (Costanza *et al.,* 1997) and their rates of degradation (Vitousek *et al.,* 1997) have underlined the urgent need to better quantify – in economic terms – the goods and services derived from Natural Capital. At stake is a rapid erosion of the per-capita, global carrying capacity with its present half-life of two decades. The only feasible solution to the degradation problem is to insert the value of Natural Capital into the global economic equation in order that its consumption can be sustainable rather than exploitative (Daly, 1991). From the point of view of the science sector, this will require new methodologies and new science. The methodologies will require a functional coupling between Earth Systems Science (evaluation and simulation of natural systems including anthropogenic interaction) and Resource Economics (conversion of science output to monetary values). The accompanying science must provide reasonable simulations of the nonlinear behavior of large living systems under non-natural forcing conditions. Unfortunately, current assessments of the rate of degradation and their translation to economic costs have not been convincing enough to stimulate any significant response from high political and corporate levels; consequently, a more credible and compelling output is urgently needed to precipitate this necessary economic transition.

Biocomplexity. The other reason for concern is that much of our scientific approach is organized around a disciplinary dissection of natural systems and a belief that their condition can be deterministically predicted. Thus, our research is not optimally structured to evaluate living systems. The term 'biocomplexity' broadly refers to a set of theories that modify, supplement, or limit the validity of our understanding of the ways in which living systems originate, organize themselves, and interact with the abiotic environment. Under the biocomplexity perspective, living systems can be characterized as deterministic and reversible only under limited conditions, otherwise they must be considered indeterminate and irreversible. The origin of this radically different, and perhaps still controversial, view of life and how it relates to the ecosphere can be traced to contributions from a series of recent works, *e.g.* Bertalanffy (1968); Prigogine and Stengers (1984); Lovelock (1979); Kauffman (1995).

In general, the public holds the opposite view: that nature degrades linearly and that the process is reversible. Consequently, educating the public will be a part of the transition to a more sustainable use of Natural Capital. Before we can expect the public to grasp the imperative of sustainability, a critical mass of the scientific community must come to the realization that our present methodology is insufficient to quantify and simulate how living systems are responding to anthropogenic stresses and how can we profit from their yield without damaging their ability to produce and provide the life support for the planet. Meanwhile, the consequences of human activity operating as an open system on a global scale with mass and energy flux levels comparable to na-

tural systems have imposed an urgency on scientists to update their approach and direct their results to assist decision-making policy.

Recognition and consensus is growing. One can find evidence in specifications of international and national funding agencies. For example, the US National Science Foundation has initiated a large research program dealing with biocomplexity. Research under this program would expand our knowledge base on certain characteristics thought to be fundamental to biosystems. Among these are the need to study biosystems holistically as well as mechanistically to understand their *structure*, their *function,* and the interactions between internal components that occur over a broad range of spatial and temporal scales. Study of biosystems will be difficult because interactions are nonlinear, chaotic, or behavioral and because biosystems are not in steady state and have the capacity to reorganize to higher or lower states of quasi-equilibrium when exposed to a certain threshold of variability. The Biocomplexity Program would foster integrative research on the functioning and sustainability of living systems through the use of new modelling and observational methodologies.

Systems Approach. Some modification of the Systems Approach (*e.g.* Jeffers, 1978) that was in vogue during the 1970s would likely form the basis of the methodology for assessing natural systems. The implementation of the systems approach is more feasible today because improved technologies are available. For the example of coastal zones, improvements are available in the areas of *data acquisition* (remote sensing, in-situ water sampling, moored instrumentation, controlled environments, etc.); *data analysis* (analysis of DOM, photosynthetic pigments, isotopic chemistry, population statistics, etc.); and *modelling* (regional-atmospheric models, marine data bases, numerical-circulation models, non-linear process modelling software, economic-optimization models and an improved ability to couple these models within appropriate space-time scales). In addition, these technologies are more pervasive and the interpretive results are more transferable, which make process of system assessment more adaptable to management needs.

A central theme of General Systems Theory (Bertalanffy, 1968) is that complex, non-linear systems function differently *in vivo* than scrutiny of their component parts in isolation might indicate. There are several relevant corollaries: 1) every object or substance represents a process (or an interaction) within its resident system; 2) every object has a purpose within a system and that purpose is more important than the object itself; and 3) systems are created out of a network of interacting processes.

The systems approach devises strategies to extract information on the functioning of these systems that could not have been garnered from a sequence of subsystem-scale studies independent of their interactions. Thus, application of the systems approach requires 1) a focus on system function and its response to non-steady forcing, 2) an interdisciplinary integration with holistic design and reductionist detail, 3) the use of streamlined, balanced representations together with iteration to hierarchical refinements, and 4) an output designed for scientific experiment and for environmental management. Its implementation will require more inclusive models that capture information concerning changes in the system's dynamics and simulate their consequences, and it will require more extensive, intelligent monitoring of in-situ processes and interactions of the system.

System Definition. A critical aspect of the systems approach for the purpose of assessment is its definition. The boundaries should match a functional reality, *i.e.* should be chosen to minimize external feedback loops and the inputs of mass and energy. Since the individual components of an ecosystem operate as open systems, an ecosystem must represent integration over a constituency of components that collectively minimize the mass and energy inputs, *i.e.*

'Closed' ecosystem = ?{$open_1$ + $open_2$ + $open_3$ + ...$open_n$}, and as in Fig. 1.

In this sense, an ecosystem can be viewed as a network of interconnected open systems organized in a manner to conform to Lotka's Maximum Power Principal or MPP (cf. Odum, 1983). The MPP says that those systems that optimize their use of resources will prevail. In this interpretation, the MPP allows that internal, open-system components exist because their existence improves resource efficiency, if and only if, the integration of resource use over the entire system is optimized and waste is minimized. In such a case, the external inputs and the exports of the system will be indicators of its resilience to disturbance (or ability to return to same structure and function). Therefore, a system exposed to disturbance will continue to reorganize in the direction of minimizing its export fluxes and maximizing its ability to utilize energy input. Thus, a comparison between the inputs and outputs of a system provide some

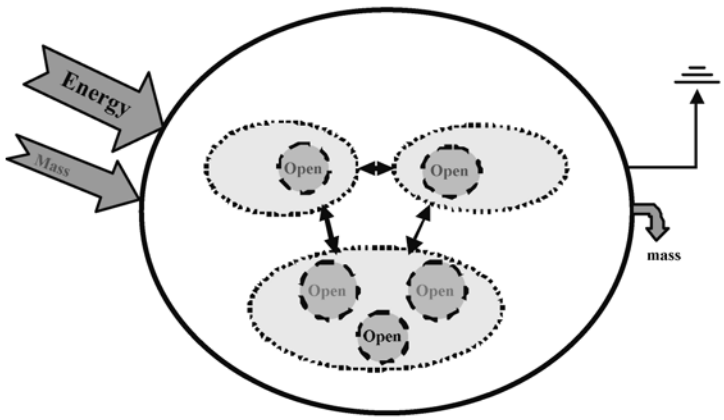


Fig. 1 - A schematic example of a large ecosystem in which the internal set of open subsystems are so organized as to maximize the resource use and minimize the waste of the ecosystem, in accordance with the Maximum Power Principal. Individual subsystems are specialized, may have large throughput of mass, and can be linked redundantly in parallel and hierarchically in series such that the throughput integrated over the system is minimal. Degrading systems are unable to optimize their resource input and therefore produce more waste.

Esempio schematico di un grande ecosistema nel quale l'insieme interno di sottosistemi aperti è organizzato in modo da massimizzare l'utilizzo delle risorse e minimizzare le perdite dell'ecosistema, in accordo con la legge del Massimo Potere Principale (Maximum Power Principal). I singoli sottosistemi sono specializzati e possono "throughput" un flusso di massa ma sono collegati in maniera ridondante in parallelo e in serie così che la produttività integrata sull'intero sistema è minima. I sistemi in degrado sono incapaci di ottimizzare il loro input di risorse e quindi producono più scarto.

measure of its processing efficiency, and a low coherence between them will be an indicator of its resilience to a disturbance.

Equilibrium States. In response to the variability of exogenous inputs, living systems self-organize themselves to store energy more efficiently and to create redundant pathways for energy. In terms of ability to store energy, this organizational process results in a sequence of discrete energy states, each one of which evolves to greater efficiency through sophisticated redundancies in the use of mass and energy. Either increased input and/or increased efficiency can allow a system to shift to a higher potential-energy state, or 'metastable' state as in Fig. 2. This concept, as demonstrated by the succession of a system, interannual or seasonal, is well understood and observed. The reverse process of degradation to higher entropic states is less well understood. In fact, anecdotal knowledge would seem to indicate little or no hysteresis through a cycle of the seasonal changes. This is due to a genetic adaptation to a natural envelope of disturbance, including seasonal variation, which actually can improve the system

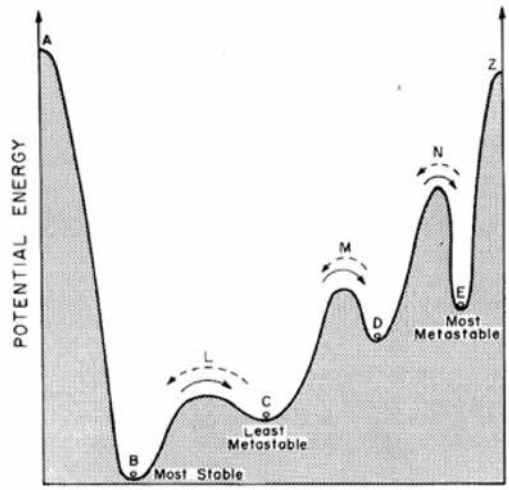


Fig. 2 - Stability of an ecosystem expressed in terms of potential energy. Point B is the most stable. Points C, D, and E are metastable. Points A, L, M, N, and Z are unstable. The transitions from B to C, to D, and to E correspond to lower entropy states and are energetically difficult. Such a progression corresponds to a series of successional stages that begins with the most stable state, moves to the least metastable state, and thereafter gradually increases its metastability. The transitions from E to D, to C and to B are less difficult and correspond to higher entropic states or to system degradation. From Gordron and Forman (1983).

Stabilità di un ecosistema espressa in termini di energia potenziale. Il punto B è il più stabile. I punti C,D, ed E sono metastabili. I punti A, L, M, N, e Z sono instabili. Le transizioni da B a C, a D e ad E corrispondono a stati più bassi di entropia e sono energeticamente difficili. Questa progressione corrisponde a una serie di stadi in successione che incomincia con il più stabile, va verso lo stato meno metastabile, e quindi aumenta la sua metastabilità. Le transizioni da E a D, a C e a B sono meno difficili e corrispondono a stadi di entropia più alta cioè a un degrado del sistema. Da Gordron e Forman (1983).

upon reorganization (recovery). The system response to disturbances beyond this envelope perhaps requires another mechanism.

Kaufman's (1995) theory of autocatalytic sets proposes that reorganization within a system can occur given the existence of a sufficient number of interacting parts (*i.e.* components or subsystems). The process of reorganizing into more complicated structures is nonlinear, depends on the initial condition (existing fluxes and structure), and is better described by chaos theory than deterministic formulation. Thus, the trajectory of a system recovering after an 'unnatural' disturbance can not be understood without information on its initial condition at the end of the disturbance, the interactive potential of its remaining components, and the variability of the exogenous input during the reorganization. Despite these complications, such reorganizations converge to similar patterns because of the constraint imposed by the MPP on 'successful' systems. Another characteristic of autocatalytic sets (or subsystems) is that they maintain themselves through mutual interactions or feedback loops. Once one of these is broken, the organization is vulnerable to collapse. Again this emphasizes the importance of intra-system interactions and diversity of subsystems.

Abiotic Forcing. The assessment of Natural Capital requires a quantitative understanding of any forcing that significantly alters the metastability of a system, Anthropogenic forcings occur concurrently with the background, natural variability. These superimposed signals can be difficult to unscramble because they involve non-linear combinations of the forcings and, even worse, of their responses within the impacted systems. Fortunately, there are dissimilarities that assist the separation. The frequency and intensity of anthropogenic disturbances can differ greatly from those that characterize natural disturbances. For example, the runoff volume, its chemical composition, and atmospheric-precipitation patterns all differ significantly from those in the historical past.

In a cause-and-effect sense, the relationship between anthropogenic activity and system degradation is often not evident, a situation that can lead to an 'environmental surprise' or the collapse of a system without warning (Meyers, 1995; Bright, 2000). If the *function* of a system remains the same after a disturbance, management may judge the system reversible or immutable, while in fact its metastability may have been weakened. The precursors to change in function are often found in changes in structure. We need better indicators to track the degradation process. Perhaps more challenging will be understanding the restoration process, particularly of a system still exposed to a modified level of anthropogenic forcing. In terms of sustaining our Natural Capital, it will be the role of science to improve the methodology of these predictions.

While anthropogenic activities are often cited as causal to problems in coastal systems, the lack of information about the variables and the processes involved greatly inhibits cause-and-effect simulations. There is more research effort on the response side of these interactions than on the source side. For example, we study the effects of nutrient enrichment, but not how nutrients are delivered to the system. In fact, none of the stresses normally cited are sufficiently observed in space-time formats appropriate for the input functions required for simulation models. For example, nutrient concentrations in the Po River are not measured at the same time scale as the water flow to obtain flux values, while other rivers contributing nutrients to the Adriatic remain unmonitored.

In addition, the different anthropogenic forcings should not be isolated one

from another in simulations of the system (Cloern, 2001). For example, top-down control through fishing effort is seldom included in assessments of eutrophication on the assumption that, because the mass flux is small, the information flux is probably also small; or analogously, that an acid-rain event can be ignored because its mass flux is small despite its very different spatial distribution from that of riverine discharge. A disturbance created by a synergistic combination of stresses may lead to a degradation not indicated by the dominant stress of this combination. Simulation models can help sort out these synergistic effects.

The natural and anthropogenic forcings can be categorized according to their level of interaction with a coastal system (Fig. 3). On the simplest level, some direct inputs/outputs can be monitored by observing a single parameter: for example, the atmospheric deposition of nitrogen. On the next level, the input/output parameter interacts with the transfer process: for example, the evaporative-heat loss changes the sea-surface temperature which changes the evaporation process; or a point source of nitrogen discharged upstream is not equal to that discharged at the mouth due to bio-chemical processes in the river. In these cases, monitoring must extend to the other parameters so that the targeted input/output parameter can be calculated. The most complicated level of interaction, involves a direct or indirect feedback loop between the coastal system and the activity or interactive activity producing the interaction. For example, a given fish catch can result in a positive feedback loop between the fishing effort and the fish biomass; or a reduction in the amount of freshwater input to the interior can increase the salinity, the dense-water production and cause a greater influx of salt, also a positive feedback loop (see *Circulation*). For these cases with interactive feedback loops, coupled simulation models for the input/output systems may be required in addition to the monitoring of the relevant parameters. If data are available, hindcasting models can assist in devising strategies for predictive simulations, *e.g.* by creating known scenarios to avoid imposing unrealistic boundary conditions. In general, without confronting the requirements for good monitoring of boundary conditions, our understanding

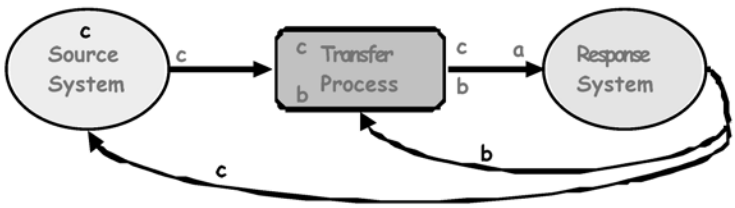


Fig. 3 - Diagram indicating the three different types of interactive inputs for a coastal system that need to be monitored, discussed in text and in Tab. 1. a) Monitor input only, no interaction with the system response. b) Monitor input plus the transfer process as changed by the system response. c) Monitor as in b) in addition to monitoring the changes generated in the source system by the system response.

Il diagramma indica i tre diversi tipi di input interattivi per un sistema costiero che si ha necessità di monitorare, come discusso nel testo e in Tab. 1. a: Monitoraggio solo dell'input, nessuna interazione con la risposta del sistema. b: Monitoraggio dell'input e in più dei processi di trasferimento così come vengono cambiati dalla risposta del sistema. c: Monitoraggio come in b più l'aggiunta del monitoraggio dei cambiamenti generati nel sistema sorgente (source) dal sistema risposta (response).

and prediction of the response will be severely limited.

Conceptual model

To provide an example of how the NA ecosystem functions and illustrate the interplay between abiotic variability and biocomplexity, I will use a conceptual model of the first two steps of this interplay - the circulation and nutrient response - based primarily on the results of the EU/ELNA Project in the Portonovo Volume (Hopkins *et al.,* 1999a), but modified as appropriate by other works, as noted in the text. Because this data set is specific to the observational period 1993-94, it may not be necessarily representative, and it is certainly not complete with respect to the biological functioning. Unfortunately, I was not able to incorporate all of the more recent PRISMA results, except for those found in Funari *et al.* (1999). Nevertheless, the general picture that emerges provides a good basis for the present discussion.

In defining any natural system, a number of interactive connections must be severed in order to best enclose the function of a system. For the NA, the mass and energy inputs arriving from the atmosphere and land are primarily one-way input connections, and thus the shore and sea surface are obvious boundaries. The open boundary is a more difficult distinction. An essential requirement is that the outflows exporting material from the system be well defined and have a reduced probability of immediate recirculations back into the system. A boundary at the Rimini-Pula Transect (see Fig. 4a) would be geographically logical because it marks an obvious coastal definition to the south and closes the open boundary at the 50-m isobath. However, physically such a boundary would frequently cut through the Po-plume accumulation zone (below) and would coincide with the location of significant cross-basin recirculations. The freshwater distributions argue for a southern extension of the system. Because water is a diffusive medium where sharp gradients are increasingly difficult to maintain, marine systems degrade in space as well as in time. Major substance gradients must be enclosed, *e.g.* the freshwater distributions of Fig. 4. Therefore, we have chosen for the open boundary the Senigallia-Susak Transect (Fig. 4a, b) in order to have a higher probability of enclosing most of the internal processing of the eutrophic products and to accommodate better observations of the systems' export.

Circulation

To the first order, the Northern Adriatic has two thermohaline circulations that act to create two distinct, but interdependent, pelagic ecosystems: one along the western coastal area and one comprising the remaining interior portion (Artegiani *et al.*, 1997b). In this discussion, other adjectives will be used to refer to the coastal system (WAC or dystrophic) and to the interior (eutrophic and oligotrophic). This division has its origin in the dynamics driving the circulation and inevitably complicates any description of the system's response to abiotic inputs, particularly those entering through the coastal area. A cross-sectional view of this division is shown in Fig. 5. A complicating aspect of thermohaline circulations is that they are intrinsically self-regulating, such that variations in the buoyancy of their outflow are dampened by the buoyancy of

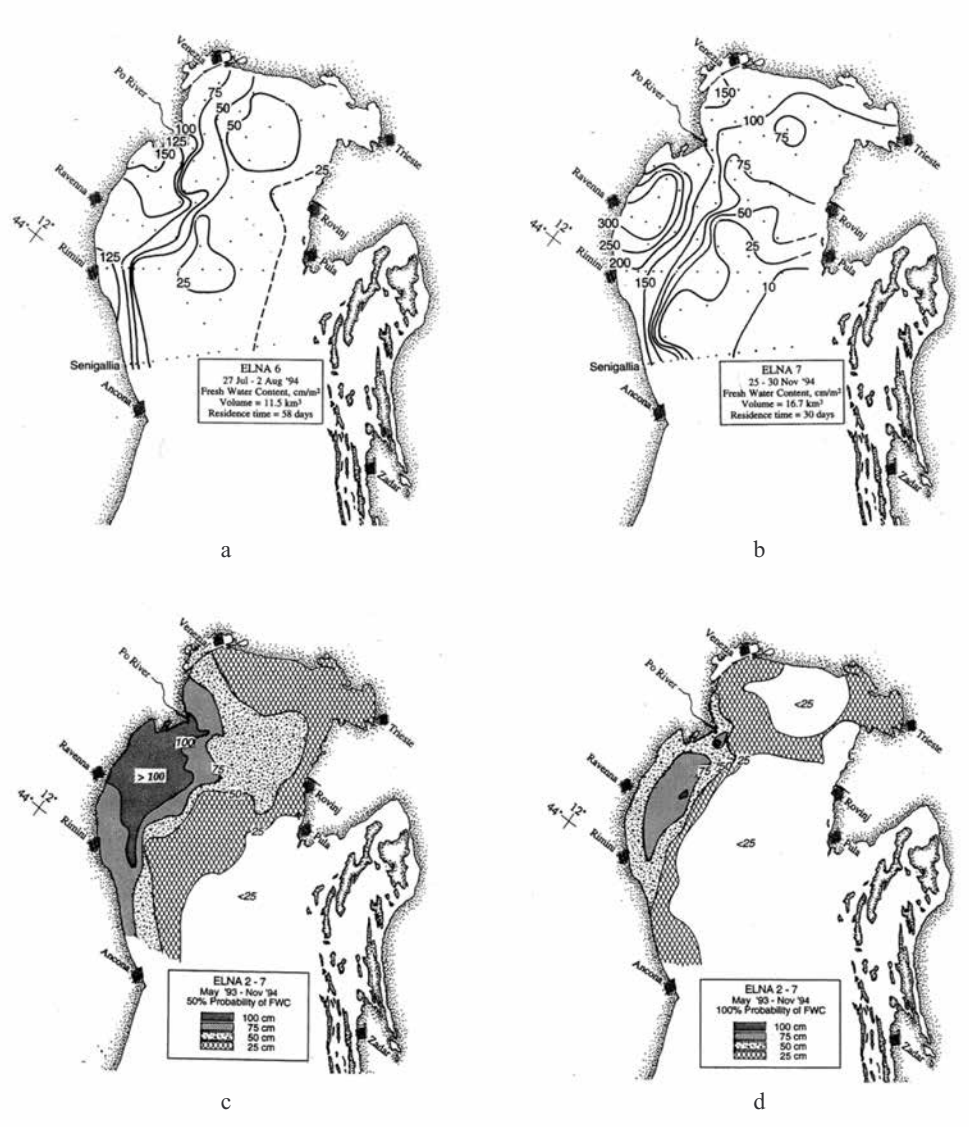


Fig. 4 - Examples of the freshwater distribution in the Northern Adriatic. a) The freshwater distribution during a summer period with lower than average runoff; and b) that during a autumn period during a period of high runoff. c e d) The contours of 50% probability and of 100% probability of having freshwater amounts as indicated. The contours are in centimeters for the underlying water column; and the volumes and residence times are for the total freshwater volume.

Esempi della distribuzione d'acqua dolce nell'alto Adriatico. a) La distribuzione dell'acqua dolce durante un periodo estivo con portata dei fiumi inferiore alla media; b) durante un periodo autunnale di forte input di acqua dolce. c e d) contorni delle zone con probabilità 50% e 100% di avere quantità di acqua dolce come indicato. I contorni sono in centimetri di colonna d'acqua sottostante; i volumi e i tempi di permanenza sono per il volume totale dell'acqua dolce.

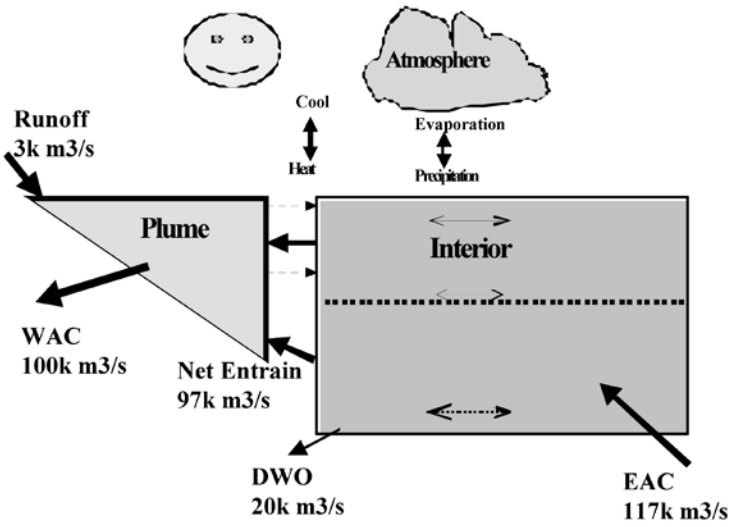


Fig. 5 - A cross-section of the thermohaline circulation for Northern Adriatic. The net water-vapor exchange with the atmosphere is roughly balanced; total runoff is approximately 3,000 m^3/s; the Western Adriatic Coastal Current exports ~100,000 m^3/s to the southeast along the Italian coast; the Dense Water Outflow current exports ~20,000 m^3/s to the southeast on the bottom along the Italian coast; the Eastern Adriatic Current imports ~117,000 m^3/s, generally, on the eastern side and generally throughout the water column; and the WAC entrains a net amount of ~97,000 m^3/s through the water-mass front. The net compensating flow within the interior is to the west, but may reverse depending on wind conditions.

Una sezione trasversale della circolazione termoalina dell'alto Adriatico, per l'anno 1994. Lo scambio netto acqua-vapore con l'atmosfera è approssimativamente bilanciato; la portata d'acqua dolce totale è circa 3000 m^3/s; la corrente costiera dell'Adriatico occidentale (WAC) esporta circa 100.000 m^3/s verso sudest lungo la costa italiana; la corrente di acqua densa (DWO) esporta circa 20.000 m^3/s verso sudest sul fondo lungo la costa italiana; la corrente orientale adriatica (EAC) importa circa 117.000 m^3/s, generalmente, lungo il lato orientale e generalmente su tutta la colonna d'acqua; la corrente occidentale costiera (WAC) porta via una quantità netta di circa 97.000 m^3/s attraverso il fronte della massa d'acqua. Il flusso netto di compensazione all'interno del bacino è verso ovest, ma può invertire la direzione secondo le condizioni del vento.

less than the basin volume. During formation, the densest water accumulates in the northern sector between Istria and the Po Delta. As the season progresses, the dense-water volume expands, including other water types in the southern portion, to the limit of the entire NA basin exclusive of the fresher waters of the coastal area. At the end of the winter, the volume is transformed in three ways: the surface portion warms; the lower portion drains, and both portions mix with inflow waters. As the density inside increases relative to that outside the basin, a baroclinic gradient develops which forces the dense water out. Because the water is more dense, it moves downslope; but as it does so, the influence of the Coriolis force directs it towards the western side where it exits

their replacement-water inflow (Hopkins, 2001). Part of the uniqueness of the Adriatic is that these two circulations occur adjacent to each other, and they share the same replacement water. Consequently, perturbations in one, or independent mechanisms, can impact the stability of the other.

Interior. The fundamental circulation of the NA is characterized as negative thermohaline because, over an annual cycle, water of greater density is created inside the basin than exists outside (Hopkins, 1978). Three factors favor dense-water production in the NA. The basin experiences atmospheric heat loss during the winter, particularly when exposed to the cold, dry, northeasterly Bora winds. These very intense winds accelerate over the waters of the NA and cause strong cooling and evaporative exchanges leading to the formation of dense-water products (*e.g.* Hendershott and Rizzoli, 1976; Orlic *et al.*, 1994; Artegiani *et. al.*, 1997a; Gacic' *et al.* 1999). Second, because the northern basin is relatively shallow (~30 m), its water columns cannot mix with any underlying heat, as in deeper situations, so that the temperatures can descend to very low values (~ 8°C) for the Mediterranean. Finally, the source waters for the NA already have relatively high salinities (>38 ppt), containing significant mixtures of Levantine Intermediate Water (LIW) from the south. Because these high salinities precondition the density, the removal of heat during the winter leads to the coldest, freshest, and one of the most-dense waters produced in the Mediterranean, the Northern Adriatic Dense Water (NAdDW). The basic process is shown in the schematic of Fig. 6.

While the above process is fairly well known, the extent of flushing provided by this circulation (Hopkins *et al.,* 1999b, c) and its intrinsic nonlinearity are less well understood. There are several relevant points to this discussion. The production is seasonal, and the volume available for flushing is restricted to

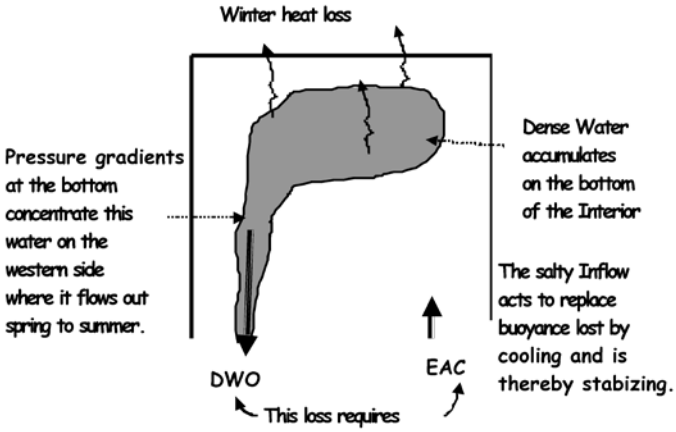


Fig. 6 - The negative thermohaline circulation in the Northern Adriatic. Winter production of dense waters, which flow out of the basin on the western side as the Dense Water Outflow, requires a replacement inflow from the Central Adriatic of the Eastern Adriatic Current.

La circolazione termoalina negativa in alto Adriatico. La produzione invernale di acque dense, che escono dal bacino dal lato occidentale come acqua densa (DWO), richiede un rimpiazzo con un richiamo di acqua dall'Adriatico centrale mediante la corrente orientale Adriatica (EAC).

along the western slope at ~55 m (Artegiani, 1983; Artegiani and Salusti, 1988; Artegiani *et al.,* 1989). Therefore, the areas most affected by its flushing are the northern and western sectors. The current caused by the draining is referred to as the Dense Water Outflow (DWO).

The draining process decays exponentially with time, similar to a siphon draining a barrel. As it drains, it creates a volume-deficit in the basin, which lowers the sea level and results in a force (barotropic) that drives replacement waters into the basin. The amount of dense water formed varies considerably between cold and warm winters, on the order of 400 to 600 km^3. The outflowing water is subject to some mixing with overlying waters (~10%) such that the outflow is larger than the original volume and less dense. The replacement volume tends to enter on the eastern side and is referred to as the East Adriatic Current (EAC). In Fig. 5, its entrance is depicted in the east, but it may enter anywhere east of the Italian coastal area. The baroclinic force sustaining the draining depends on its initial density, its final volume, and the density of the entering EAC water. The severity of the winter determines the vigor of the flushing, ceasing in June after a mild winter and lasting until August after a severe winter.

Coastal. Superimposed on the above circulation is the opposite type of thermohaline circulation, which is referred to as "positive" because the freshwater runoff creates a lower density water-mass relative to that external to the NA. In effect, this circulation has a greater and a different influence on the flushing of the NA than the negative circulation because its export volume is larger and is continuous but variable in time. Again, the dynamics are well known (Kourafalou, 1999; Hopkins *et al.*, 1999c) and are sketched in Fig. 7. A freshwater discharge, on entering a static marine water body, accumulates until it forms a surface pressure-gradient that drives a geostrophic current that exports enough freshwater to balance the discharge. This current is constrained (by the Coriolis force) to follow the coast to the right. For the case of the Po discharge, this transformation to a coastal flow takes some days. The effluent plume first accumulates in a zone centered between the Po Delta and Rimini before it emerges as a coastal boundary current, the Western Coastal Current (WAC). The circulation in the accumulation zone is variable, with multiple fronts and recirculations, but it has a net volume flux that feeds the WAC. We will refer to this coastal system of the Plume and WAC as simply the WAC.

During its course through the system, the WAC induces a strong entrainment of interior waters. As the buoyant freshwater moves away from the point of discharge and is accelerated relative to the adjacent and underlying waters, it generates a divergence that is satisfied by entrainment of those waters. Importantly, this provides a route for the recirculations of freshwater, nutrients, and other water-borne substances back into the WAC from the interior. By the time the WAC reaches Senigallia, it has a mean salinity of ~37 ppt, having entrained a volume of ~30 times its original runoff value. For the historical mean runoff (~2,600 m^3/s), the WAC provides a flushing of ~2,500 km^3/yr with respect to the NA volume of 740 km^3 or a mean flushing of ~3.5 mo, which is more than three times the flushing volume provided by the DWO. It is important to note that the replacement waters of the DWO act to flush the bottom layer and those of the WAC the surface layer. The combined replacement volume flows in via the Eastern Adriatic Current (EAC) at a rate that would give a residence time

of ~3 mo if evenly distributed within the interior. The actual EAC trajectory into the interior depends on the sea-level distribution at a sub-basin scale, and consequently, it does not necessarily provide a uniform horizontal flushing of the interior. In particular, it is often blocked from entry along the Istrian coast and makes a partial entry towards to the western interior (see *Sea Level)*.

Using the steric-height method (Hopkins, 1996), the total flow through the southern boundary has been calculated six times (five times during 1993-4 ELNA project and once in Jan 2001). On the latest occasion, the transect was completed to the Croatian Island of Susak which provides a more complete validation of the method through a mass balance (see Fig. 8). The WAC consistently exports nearly all of the freshwater *(*mean of 85%±10%) exiting the system (Hopkins *et al.,* 1999a). Thus, the fate of the freshwater is divided into two itineraries: the portion that is lost directly to the interior waters and the portion that is transported along the coast and out of the NA system. The percent to each partition depends on the amount of energy available for mixing (wind) at the time of discharge and on the variation in the intensity of the discharge. The WAC transports showed only a moderate variability. However, none were taken during an extreme event. An independent confirmation come from the fact that only a small percentage of the freshwater discharge is retained in the system; *e.g.* the system retained an average of 12.0±2.7 km^3 of freshwater, or 11.9% of the total runoff for the 1993-94 period of the six ELNA cruises. Examples from a summer low runoff period (ELNA 6) and from a high runoff period (ELNA 7) are shown in Fig. 4a,b, along with the mean distributions of freshwater in the system (Fig. 4c,d).

In general, some freshwater loss occurs along the seaward-most frontal boundary of the accumulation zone where the effluent plume is vulnerable to mixing loss due to horizontal shears, instabilities, and wind mixing processes. Major losses occur during strong sirocco wind events and by breakout flows from the Po discharge. The sirocco winds drive an eastward surface offshore transport and are accompanied by deep, wave mixing. Breakouts occur in response to transient sea-level gradients caused by large runoff peaks or a sub-basin scale gyre that favors surface offshore flow in front of the Po Delta, for example, by the frequent existence of a cyclonic circulation in the Gulf of Venice (Hopkins *et al.*, 1999c). In the discussion of the disposition of the nutrient effluent below, we assume that the breakout losses occurring in the immediate area of the discharge involve new nutrients, and that the gradual losses that occur along the WAC frontal boundary involve regenerated nutrients.

Wind. In the Adriatic, the wind forcing is intermittent and does not directly generate any steady circulation (>week). It does, however, provide short-term pulses of energy for mixing the surface layer and generates sea-level distortion and associated motions. The dominant winds over the Adriatic have very opposing effects on the above described circulations, a fact which makes these circulations sensitive to variability in the wind and hence to climate change. The Bora plays a causal role in the negative thermohaline circulation (as above). In addition, it generates a westward surface transport that converges against the Italian coast, sets up the sea level, accelerates the WAC circulation, enhances the downwelling against the Italian coast, and generates an offshore, bottom transport. Because of the limited fetch, it does not generate much surface-wave mixing, but can produce convective mixing through its heat loss. During the

stratified season, the advent of strong Bora winds rarely occurs, thereby diminishing their role in accelerating the WAC and increasing the basin flushing. However, northerly winds of less intensity and duration can still impact the distribution of water properties. In these cases, the westward surface transport

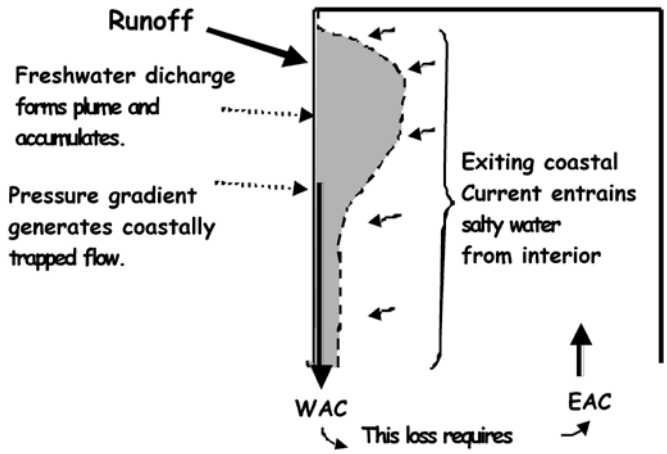


Fig. 7 - The positive thermohaline circulation of the Northern Adriatic. As the coastal runoff freshens the coastal waters it generates a coastally trapped boundary current, Western Adriatic Coastal Current that flows out as a surface current along the Italian coast and thus requires a replacement inflow from the Central Adriatic of the Eastern Adriatic Current.

La circolazione termoalina positiva dell'alto Adriatico. Allorché le acque costiere vengono dolcificate dagli apporti di acque continentali, si innesca una corrente laterale confinata sotto costa, la cosiddetta corrente costiera occidentale (WAC) che scorre in superficie lungo la costa italiana e quindi richiama per compensazione acqua dall'Adriatico centrale mediante la corrente orientale Adriatica (EAC).

induces a return flow located at the pycnocline that upwells along the Istrian Coast thereby providing a mechanism for redistributing the nutrients and particulate matter to the surface waters of that coast.

The response to the more common Sirocco is somewhat the opposite. These winds can generate deep wind mixing, when directed up the axis of the Adriatic and continuing for more than a day. The wind stress transports the surface waters to the east, creating a surface divergence on the western side of the basin. Along the Italian coast, this divergence superimposes an upwelling circulation on the mean downwelling circulation of the WAC. If strong or persistent enough, the effect is to reverse the WAC and to mix the coastal waters into the interior. On the eastern side, particularly along the better-defined Istrian coast, the Sirocco wind stress creates a coastal set-up, a northerly flow, and a downwelling circulation. However, if the Sirocco continues for more than a day, a general surface convergence builds in the northern sector that blocks further geostrophic transport northward and causes the northward flow to veer more westward, with the result that the northern sector is horizontally and vertically mixed but not strongly flushed. Thus a combination of several Sirocco events

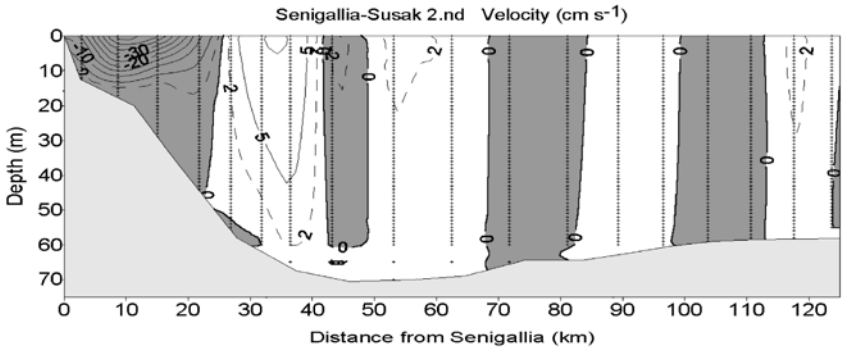


Fig. 8 - The geostrophic flow perpendicular to the Senigallia Transect, with shaded areas indicating outflow and white areas inflow, in cm/s. The data are from the R/V ALLIANCE, January 2001. The transports of the WAC and the freshwater of the WAC were 73,911 and 2,137 m^3/s, respectively. The total mass balance for the section was equivalent to an error in the mean inflow of 0.16 cm/s. Values were calculated from the steric-height method (Hopkins, 1996).

Flusso geostrofico perpendicolare al transetto di Senigallia. Le aree ombreggiate indicano il flusso entrante mentre le aree chiare il flusso uscente. I dati provengono dalla campagna oceanografica effettuata con la N/R ALLIANCE nel gennaio 2001. Il flusso della WAC è di 73.911 m^3/s mentre quello dell'acqua dolce trasportata dalla WAC è di 2.137 m^3/s. Il bilancio totale di massa sulla sezione risulta equivalente ad una corrente media entrante di 0.16 cm/s. I valori sono stati calcolati con il metodo dell'altezza sterica (steric-height) (Hopkins, 1996).

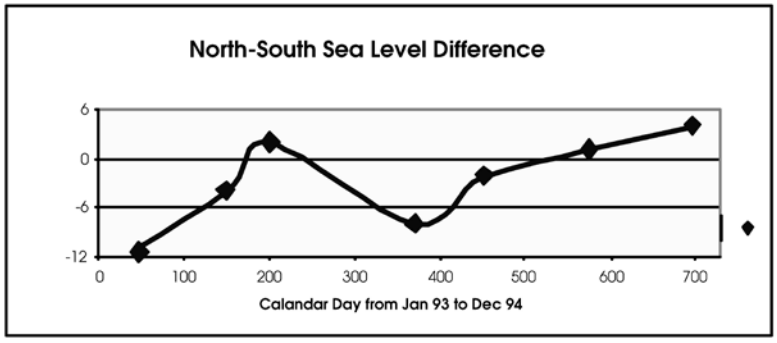


Fig. 9 - A time series of the isostatically adjusted sea-level gradient along the center of the northern and central portion of the Adriatic. Normally the sea-level is lower to the north, which forces the EAC to enter the interior of the Northern Adriatic. When it is higher to the north, the EAC is blocked and it recirculates and returns south on the western side. The adjusted sea level is changed both by exiting of the estuarine outflows and by relative changes in density between north and south.

Sequenza temporale dei valori di gradiente del livello del mare lungo la linea centrale del nord e centro Adriatico isostaticamente aggiustati. Normalmente il livello del mare è più basso a nord e ciò fa si che la EAC raggiunga l'interno del bacino del nord Adriatico. Quando invece il livello del mare è più alto a nord la EAC è bloccata e quindi ricircola e ritorna verso sud lungo il lato occidentale. Le variazioni dell'aggiustamento del livello del mare sono dovute sia all'uscita del flusso estuarino e sia alle variazioni di densità fra nord e sud.

and several runoff events during the spring can greatly influence the mixing of FW and nutrients into the interior, lengthen the FW residence time, and strengthen the pycnocline for the subsequent stratified season.

Sea Level. As mentioned above, the shallow water columns of the northern sector of the basin heat (spring) and cool (fall) differently than the deeper water columns to the south. Therefore, the isostatically-adjusted sea level (Hopkins, 1996) in the north becomes out of phase with that to the south creating an axial sea-level gradient. This sea-level component combines linearly with the sea level lowering resulting from the volume export of the WAC and the DWO (mentioned above). The combined effect is responsible for the basin-scale, anticyclonic circulation commonly referred to in the literature. That is, the combined effect normally causes the sea level to be lower in the north, which forces the EAC to enter the northern sector. During summer, however, when the adjusted sea level is higher to the north and when the replacement volume deficit is low, the EAC becomes blocked by higher sea levels to the north and it recirculates to the western side. The depiction of the axial, adjusted sea level in Fig. 9 shows that the blocking was short in 1993 after a cold winter and long in 1994 after a mild winter and wet fall.

Carbon and Nitrogen Processing

The same spatial division also dominates the eutrophic response. Most of the discharged nutrients are assimilated within the coastal system and POM from this new production sediments through the water-mass front, becomes regenerated, and drives a regenerated production in the interior. This interpretation was presented in Hopkins (1999) and is described here with an important modification. Further evidence now indicates that when the boundary is located at the Senigallia Transect, the Northern Adriatic system operates much more as a closed system than was previously assumed. In particular, the export of nitrogen from its interior is apparently not a significant loss for the system. While neither this export, nor the loss due to denitrification is well documented, the results of the budget suggest that the assimilation capacity of the system is, to a significant degree, self-limiting. That is, increased nitrogen input does not lead to increased export, but to increased denitrification.

Nitrogen Processing. Dissolved substances discharged into the system are completely linked to the movement of the water, particulate matter less so, and living matter much less so. Consequently, the trajectories through space and time of nitrogen or carbon are much more complicated than that of water. The fact that the time-space scales of the marine nitrogen cycle and the coastal circulation greatly overlap also complicates the task. Thus, if nitrate were not biologically reactive, it would remain with the freshwater with which it was discharged. The fact that it does not gives a measure of its assimilation within the system. Hence, we assume that the flux of new nutrients to the interior consists of that which passes directly to the interior without being utilized by phytoplankton within the plume. The amount of these nutrients is thereby approximated by the amount of freshwater lost to the interior from the WAC, *i.e.* ~15% of the total discharge. It is unlikely that it would be more than this amount. There are, however, some complicating aspects.

The most probable occasion for this "direct loss" would occur during the onset of a large, sharp peak in runoff. Under such a circumstance, a propor-

tion of the discharge will be inertially accelerated into the interior before the plume comes into geostrophic balance (<day) by the increased hydraulic head caused by the initial surge in discharge. Another dynamic tends to make such a runoff peak have the highest concentrations of nutrients, organic matter, and trace chemicals. Discharge peaks commonly occur when the rate of precipitation exceeds the soil infiltration rate and the excess feeds a greater surface runoff. The initial washing of the land caused by this surface runoff can generate large peaks in substance concentrations. Apart from this opportunity associated with effluent peaks to have a higher loss of nutrients than of freshwater, the loss of new nutrients to the interior, by whatever physical mechanism, becomes increasingly improbable due to bio-uptake in the plume. Undoubtedly some portion of unused nutrients deeper in the WAC (below light utilization levels) are mixed out to the interior, but again it is unlikely that this process would create a greater loss than those nutrients returned to the WAC through entrainment.

The other advective loss of nutrients from the WAC is through the export from the system. Based on monthly transects of the coastal portion of the Senigallia Transect, only ~16% of the annual discharge of TIN was exported past Senigallia in the WAC. Our assumption that this nitrogen was not utilized for primary production is supported by the low primary production (below) and the fact that the export waters were probably phosphate limited, with an N: P ratio of ~100 or 3.5 times that of the Po effluent. Thus, with 15% of the effluents being transferred directly to the interior and 16% being exported from the system, we estimate that remainder is taken up during photosynthesis or is lost by denitrification within the WAC. Consequently, by combining the disposition of nitrogen and freshwater within the WAC, we arrive at the result that the amount of N arriving to the interior via direct physical transfer is at least matched by that transferred indirectly via biological processes. The former is controlled by abiotic factors (wind, discharge rate, etc) and the latter is controlled by internal bio-chemical processes (sinking, regeneration, etc.).

Primary Production. Primary production was observed during five of the seven ELNA cruises. These values were averaged over areas between contours of freshwater content for each cruise. Areas having greater than 1 m of freshwater were considered to define the 'dystrophic' area; those having between 25 cm and 100 cm were defined as the 'eutrophic' interior area, and those having less than 25 cm of freshwater were considered to be the oligotrophic background. The definition of areas is arbitrarily made in order to illustrate the processing of the input nitrogen (nitrate) in the system. The dystrophic area is defined by the maximum accumulations of freshwater and well represents the intensity and distribution of the WAC system. The eutrophic area represents the enriched portion of interior waters, which have a longer flushing time. It receives some new nitrogen intermittently from the discharge and receives the regenerated nitrogen arriving from the dystrophic area. The oligotrophic area represents that portion of the interior dominated by the replacement waters from the Central Adriatic. It receives only a small amount of regenerated nutrients. It is assumed that both the oligotrophic and eutrophic areas receive some new nitrogen through the upwelling and mixing processes associated with the inflowing EAC.

Our assumption is that within the WAC accumulation zone most of the primary processing of the newly discharged nitrogen occurs. The center of the

dystrophic area, as defined by freshwater content, appears to be geographically stable and centered just downstream of the Po Delta to Rimini. However, the spatial distribution about this center was quite variable, at times extending along the northern coast to Trieste or collapsing to a small pool offshore from the Po Delta and Ravenna (see 100-cm contour in Fig. 4c or 75-cm in Fig. 4d). For the four cruises in 1994, the dystrophic area had a mean of 3670 ± 2400 km^2 and a corresponding residence time of about 3 wks based on the mean throughput of fresh-water in the WAC. Physical processes control the temporal and spatial variability of the freshwater, but this variability has great consequence on the process of primary production in the WAC and the processes involved in the transfer of POC to the interior. The respective rates of primary production and other relevant information that are used in the nitrogen budget (below) are given in Tab. 1. The production values were numerically averaged by the amount of freshwater present for each cruise and for each of the areas defined.

Nitrogen Budget. In the nitrogen budget of Hopkins (1999), the two major unknowns were the amount of nitrogen denitrified and the amount exported by the Dense Water Outflow. The combined benthic and pelagic contributions to denitrification were estimated at ~30% of the total discharge and the DWO export at ~43% with the remainder attributed to the WAC export at ~16% and the sediments at 11%. Re-examining the available data, I have concluded that the DWO export was far less and furthermore could be more accurately observed than could the amount of denitrification. Also, denitrification had not been

Tab. 1 - Values used in the Nitrogen Budget, Fig. 10. The primary productivity is expressed in gC/m^2/yr, the area in km^2, the carbon in bill mol/yr.
Valori usati per il bilancio dell'Azoto riportati in Fig. 10. La produttività primaria è espressa in gC/m^2/anno, l'area in km^2 e il carbonio in miliardi di moli/anno.

Area	PriProd	Area	Carbon	C:N	f ratio
Dystrophic	180	3,600	55.49	6.63	1.0
Eutrophic	90	11,000	82.50	13.06	0.50
Oligotrophic	60	6,900	34.50	13.53	0.12
Average (total)	96	(21,500)	62.57	12.13	9.93

advective input of nutrients from the deep layer of the oligotrophic area is also assumed (0.3). The eutrophic area production (82.5) would require up to 12.44 of nitrogen at the Redfield ratio, which is greater than that potentially available (10.71). To estimate the portion of nitrogen lost in the regeneration and transfer processes from the dystrophic area, the fraction lost was iterated until the required carbon was obtained within about 6 turnovers. This iteration

specifically considered in the WAC where the conditions can be favorable. This is particularly true in the accumulation zone, where an hypoxic environment frequently appears near the bottom and where poor light penetration restricts the amount of nutrient uptake and prolongs the residence time of the nitrogen (Codispotti *et al.*, 2001).

To illustrate the above conceptual model, a nitrogen budget is given in Fig. 10. The following explanations supplement the arguments already given. Carbon and nitrogen rates (in parentheses) are traced through the system using units of billion moles of C and/or N per year. The absolute error is likely about 1 unit. Subtracting from the total DIN effluent (18.93) the direct loss to the interior (2.84) and the export (3.07) gives the amount of nitrogen available to the dystrophic zone (13.02). The observed production in the dystrophic area (55.5) would have required only 8.37 of nitrogen at the Redfield C:N ratio of 6.63. Any regeneration occurring within the WAC would imply a higher C:N ratio and less nitrogen utilized than observed. Likewise, continued production of excess carbohydrate under nutrient limiting conditions would also produce more carbon per nitrogen. Hence, by assuming the Redfield ratio, we tend to underestimate the amount of nitrogen not utilized, which results in a conservative estimate for the amount denitrified within the WAC system (4.65). One might argue that the unutilized nitrogen could still be lost to the interior. However, considering the overwhelming entrainment of interior waters into the WAC, it is very unlikely that there would be a selective net loss of unused, dissolved nutrients to the interior.

Newly produced carbon in the WAC system could follow several pathways. It could be exported, could sink through the water-mass interface, could denitrify or could be buried in the sediments. The amount of carbon being exported by the WAC (~0.8) was estimated by using the observed chlorophyll flux (1482 tons/yr) at the Senigallia Transect (Artegiani *et al.,* 1999; Totti *et al.* 1999) and by using the observed C:Ch ratio of ~50 (Zangalia *et al.*, 1999). Sediment burial is assumed to be negligible because of the considerable kinetic energy over the shallow coastal bottom. This suggests that most of the particulate nitrogen (7.57) sinks out of the dystrophic area.

The sinking POC falls through the WAC interface, where it tends to move offshore in the bottom boundary layer. That is, the downwelling and alongshore circulation of the WAC has an offshore transport in the bottom boundary layer that tends to move particles offshore and down the mini-slope. The base of the mini-slope is commonly hypoxic, and we assume that it is also the site of further denitrification (2.89), some sediment burial (1.0) (Giordani *et al.*, 1992), and some exported as PON with the DWO (0.5). Much of the production occurs in the accumulation zone, which is usually centered seaward of the mini-shelf where the accumulation of low-density water is sufficient to drive a weak anticyclone, convergent at the center and favorable to sinking. Some POC may upwell within the frontal boundary and subsequently contributes to aggregates in pycnocline of the interior.

The nitrogen available to the eutrophic interior derives primarily from two main sources: the discontinuous source of new nutrients (2.84) and a portion of the regenerated nutrients derived from the dystrophic production (7.57). Some

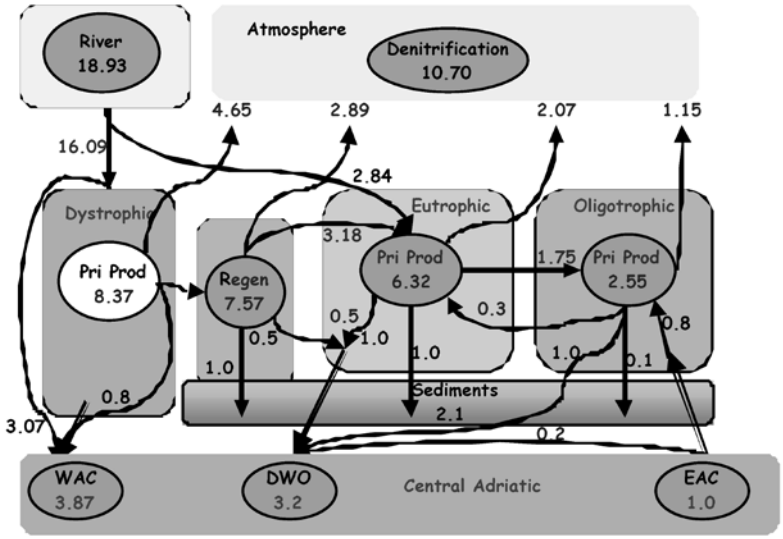


Fig. 10 - A schematic of the nitrogen budget of the Norhtern Adriatic discussed in the text. All values indicate rates of total inorganic nitrogen, in billion mol N/yr.

Rappresentazione schematica del bilancio dell'azoto per il nord Adriatico. Tutti i valori rappresentano le aliquote dell'azoto totale in miliardi di moli/anno.

gave a transfer of (3.18) to the interior for a total of (6.32) with an f-ratio of 0.50, and an effective C:N ratio of 13.1. The efficiency of the dystrophic-to-eutrophic transfer was 42%. The losses of nitrogen from the eutrophic area were ascribed to sediment burial (1.0), DWO export (1.0 of DIN and 0.5 of PON), denitrification (2.07), and a surface loss to the oligotrophic area (2.25).

The oligotrophic production (34.5), occurring mostly in the 'deep-chlorophyll maximum' was assumed to utilize some of the new nitrogen associated with the EAC (0.8) in addition to regenerated nitrogen from the eutrophic are. This amount (2.55) would produce the required carbon in about 9 turnovers, an f-ratio of 0.31 and a similar C:N ratio of 13.5. The corresponding losses for the PON produced were ascribed to sediments (0.1), the DWO export (1.0), the eutrophic area (0.3) and denitrification (1.15).

The estimate of the EAC influx of nitrate (1.0) was estimated by using mean nitrate values in the eastern portion of the Senigallia Transect from the ELNA cruises (0.3 mmol/l) and the calculated annual value of the EAC inflow (0.107 Sv). Mean values near the bottom at the location of the DWO averaged about 2.5 mmol N/l, but the DWO volume flux was only 0.013 Sv because of the mild winter of 1994 (Hopkins *et al.,* 1999c). This would have resulted in approximately the same flux as that entering EAC. Because the DWO is localized in space and variable in time, an estimate based on few scattered observations is likely to be an underestimate. Also, additional nitrogen export, not in the WAC or in the deep DWO, can occur in the upper layers on the western side of the transect. In consideration of these factors, the DWO flux

was taken (3.0 = 2 from eutrophic and 1 from oligotrophic) with an unused portion (0.2) recirculating from the EAC.

The nitrogen enrichment in percentages of the original effluent, 85% was available to the dystrophic area, 33% to the eutrophic area and about 13% was passed on to the oligotrophic area. By assumption, the dystrophic area had no regeneration, the eutrophic had about half regenerated and half new (with some came from the oligotrophic area), and the oligotrophic area obtained only about a third of its new nitrogen from the EAC. As the nitrogen was transferred, it experienced decreasing losses due to denitrification for a combined total of 57%. Secondary losses were through export out of the system, 20% through the WAC, and a net loss of 12% through the difference between the DWO and the EAC. Sediment burial accounted for 11% as in Hopkins (1999).

In summary, this hypothesized disposition of the effluent nitrogen is intended only to illustrate the sequence of transfers and losses that nitrogen undergoes as it is assimilated in the three production areas. As such, it does not intend to quantitatively replace the differently constructed nitrogen budgets of others, *e.g*. Degobbis and Gilmartin (1990). A complete attempt to budget the nitrogen would have included the inputs of atmospheric deposition and fixation and the output due to fish catch and a more complete database to estimate the internal processes. Degobbis *et al.* (1986) estimated a loss due to fishing of 0.27, which was based on catches in the late 1970s and thus is now probably closer to a 0.2 value. Omission of the PON in the effluent may be significant and total atmospheric deposition is estimated at ~1.64 (Seagle *et al.*, 1999). It is important that the atmospheric input varies between wet and dry in its delivery, and it is more uniformly distributed over the basin. Also missing are certain internal processes and controls, the quantification of which are beyond the scope of this paper, but which are mentioned in the succeeding sections as essential to any quantification of the system's response to exogenous anthropogenic stresses. Finally, I would underline that a steady-state assumption for such a strongly forced system as the NA is probably not tenable, seasonally or interannually, so that these results are only indicative. For example, an important objective would be to quantify the amount of nitrogen stored within the system throughout an annual cycle by the various biological and chemical components.

System response

Using this conceptual model as a basis, I would like to identify important interactions and processes that would be needed to construct a framework for a systems assessment of the NA's response to anthropogenic forcings. In this section, I will consider how a runoff disturbance would pass through the system, outline the more salient interactions and controls within the system, and make some further comments concerning the nature of anthropogenic interactions.

disturbance

Principal Components. Our objectives here are to consider how a disturbance might pass through the system, how this signal might change the structure of each component, and consequently how the function of the system might change. To do this we consider the principal components and their interactions in the system sketched in a simplified, dimensionless cross section (Fig. 11). This representation differs from many similar diagrams first by the inclusion of man as an interactive component and second by the subdivision into the interior and

coastal systems. These aspects will be incorporated into the discussion below. The other components are only briefly identified in the following sentences; it is implied that each component would have its structure and function. The primary nutrient source for the interior derives from the regeneration, by the microbial loop, of the organic matter produced in the coastal system. As drawn, the pelagic microbial-loop component includes the storage of organic matter and nutrients. Pelagic herbivores are considered as one component that consumes both the new and the regenerative production. Higher pelagic trophic levels are represented by the fish component. Dissolved oxygen is shown as a separate component since it serves as an important control variable. The sediment-interface component contains microbial and geo-chemical cycling processing occurring at and above the bottom. It is distinguished here because of its role as a time-and-space buffer between the pelagic microbial component and the benthos components. The sun, river, and atmosphere (nitrogen, heat, and kinetic energy) are abiotic inputs. Man must be included as a virtual component because of our interactive connection between input and response.

Disturbance. To facilitate a limited discussion, I will restrict the range of disturbances to events or trends in external interactions (mostly involving abiotic fluxes) that precipitate reorganizations within the system. This range of disturbance is sufficient to provoke changes in the structure or even function of some system components or even of the entire system. Following Hambright and Zohary (2000), these would be a class of intermediate disturbances that exceed the resistance of the community (ability to oppose change) and that can weaken the resilience of the community (ability to return to pre-disturbance conditions). In attempting to extend the discussion of disturbances to a coastal ecosystem rather than focusing on a single component, I will assume several further characteristics: 1) that external disturbances are not evenly distributed over the entire system and are preferentially processed by that component which has the strongest interaction with the abiotic disturbance variable; 2) that the impact of a disturbance is often transferred from the receiving component to other components along its interactive pathways; 3) that as the disturbance is dispersed within the interactive network it changes its dimensions (mass, energy, and information) and 4) that the impact of the disturbance can be lagged in time through storage within the system (*e.g.* sediments) or through a resonant interaction with some transient in a component (*e.g.* life cycles).

Runoff Event. Pulses of nutrients due to riverine events represent a major source of disturbance for coastal ecosystems. To provide an example, we consider a large discharge event of nitrogen based on the flux configuration of Fig. 11. For the Northern Adriatic, the discharge is normally buffered on entry by the physical containment in the plume and by the biological uptake of the phytoplankton within the coastal system. The process of physical containment can break down, as discussed above, when there is a peak in the discharge and can lead to breakout or direct loss of nutrients to the interior. This represents a bifurcation in the disturbance pathway, which is a function of the initial acceleration of the runoff peak, the wind, and the gradient of the adjusted sea level. These conditions act to control how the disturbance is distributed between the two systems, *e.g.,* by initially lessening the impact on the coastal system and by increasing it on the interior system. If the peak continues O(18 hrs) the bifurcation weakens as these initial controls change, except for the independent wind condition. That is for sharp, intense peaks in runoff, the probability of a

breakout is greater; whereas for longer, gradual peaks, the coastal current can adjust to the increasing sea-level gradient and export the increased runoff thereby decreasing the probability of a volume loss to the interior. Conceptually, the breakout can be considered as a sudden overextension of the plume, which subsequently becomes detached from the WAC and leaves a bolus of plume water in the interior. Thus, when this bifurcation occurs, it creates a disturbance in both the coastal and interior systems. Here we continue with the coastal system, as it is the major carbon pathway, and later incorporate aspects of the interior disturbance in the discussion of the microbial loop, below.

The biological dynamics that determine the response to a nutrient disturbance also depend on a complex set of variables such as available species, available light, nutrient concentrations and their ratios, presence of inhibitors, etc. There is some time lag O(~day)[1] before the marine plankton community can respond to a runoff peak and while the freshwater is salted by entrainment. [Note, the entrainment should not be confused in space or time with the above breakout. The entrainment is a rather continuous influx, mostly at depth, in response to the divergence of the accelerating coastal flow and the breakout is a discrete ageostrophic flux in response to a surface convergence at the plume boundary.] This initial entrainment complicates the phytoplanktonic response to the nutrient pulse because it introduces significant portions of the interior population and potentially increases the array of opportunistic species. The phytoplankton community present in the portion of the coastal waters that first receives the effluent may respond by reorganizing their structure. The control mechanism stimulating the reorganization could be information associated with the event and/or some aspect of the initial condition in the receiving waters. For example, the control for selecting the new dominant species may be the information contained in the nutrient ratios, or it may be the rapid nutrient-uptake rate of a particular species present in the disturbed waters. On the longer time-scale of trends (as opposed to events), we have some evidence of changes in the phytoplankton structure. Coincident with the decreased phosphate discharges in the mid 1980s was also a shift to fewer dinoflagellate blooms and greater predominance of diatoms (*e.g.* Harding *et al.,* 1999; Totti *et al.,* 1999).

As the waters of the runoff event with their new structure replace the previous waters of the coastal system, a significantly different pattern of organization for the phytoplankton community can emerge. For example, the number of dominant species may be fewer and have different characteristics that ultimately will impact the amount and size of the carbon produced, and thereby change the function of the coastal zone with respect to the interior. Obviously, the event would need to exceed some threshold in intensity or duration to reach this juncture. Also, the event may coincide with other events or seasonal changes that would change the threshold or buffering capacity of the coastal zone. An example would be a strong sirocco wind event during or after a runoff event.

I would add several qualifying remarks to this oversimplified depiction of the coastal system. In particular, considering it to be a flow-through system dominated by single phytoplankton species is an obvious exaggeration. The average residence time of freshwater in the WAC is ~3 weeks (ELNA 1994); however, more than half of this time is spent in the accumulation zone and less in the boundary current exiting the system. During a large runoff event, the flushing time can increase, due to lateral expansion of the WAC volume, such that,

[1] O: It mean Order of Magnitude.

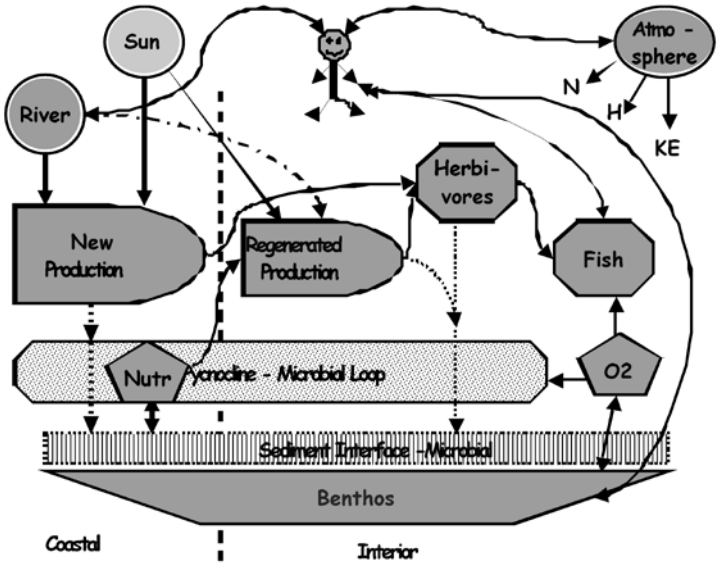


Fig. 11 - A simplified depiction of the principal components of the Northern Adriatic ecosystem discussed in the text. The vertical dashed line symbolizes the separation of the coastal and interior systems, with several of the components spanning the division: the microbial loop, sediment interface, and the benthos. The microbial loops include the storages of nutrients and dissolved and particulate matter. Exogenous inputs are the sun, river, atmosphere, and antropogenic influence. Two-way arrows emphasize interaction.

Descrizione semplificata delle principali componenti dell'ecosistema del nord Adriatico. La linea verticale tratteggiata e in grassetto rappresenta la separazione fra il sistema costiero e il sistema del largo, con le diverse componenti che attraversano la linea di separazione: il loop microbico, l'interfaccia del sedimento e il sistema bentonico. I loop microbici comprendono l'immagazzinamento dei nutrienti e del materiale disciolto e particellato. Gli input esogeni sono: il sole, i fiumi, l'atmosfera e l'influenza antropica. Le doppie frecce stanno ad enfatizzare le interazioni fra le componenti dell'ecosistema.

even if the growth rate increases under bloom conditions, it is unlikely that the bloom would occupy the entire WAC. As mentioned, the concentrations of discharge substances vary during a runoff event as the surface runoff washes the land surface. During strong coastal rain events, the land-use drainage from smaller rivers would likely have different nutrient compositions and ratios than those of the Po River. The entrainment process would also introduce variability into the initial condition where the bloom originates.

Thus, the physical-chemical environment is generally too variable for the competitive exclusion principle to apply and support uniform, mono-specific reorganizations in the plankton component (Siegel, 1998). Generally a low downstream coherence was observed between two transects, one in the accumulation zone off of Ravenna and the other off Senigallia (Totti *et al.*, 1999). However, most of discrepancies were due to the differing environments, and because the monthly sampling time was too coarse to separate the effect of

advected patchiness from that due to independently stimulated growth. Coherence was greater for bloom timing, which was better during fall with high-runoff, low-light conditions, than it was for bloom composition, where dinoflagellates showed better coherence than diatoms. These observations conflict with the large blooms observed earlier, *e.g.* the extensive autumn dinoflagellate (*Gymnodinium)* bloom that encompassed the entire coastal area and lasted ~2 months (Marchetti, 1992). Consequently under particular conditions, a single planktonic structure could dominate the entire WAC for a significant time period. Otherwise, the system might be considered as one that is constantly changing (reorganizing) in space and time. This characterization might be valid also at seasonal and interannual time scales when smaller-scaled changes of structure within the dystrophic area are of little consequence to the interior except when they result in more permanent changes in the function, *i.e.* carbon/nutrient fluxes, with respect to the adjacent interior and to underlying benthic systems. In any case, it appears that the coastal system, regardless of its variability, can be depicted as a nearly separate ecosystem serving as a buffer between the coastal discharges and the ecosystem of the interior.

Internal Interactions

To complete a detailed description of the remainder of the disturbance response would be beyond the scope of this presentation. Instead I will simply introduce some of the more important internal interactions and controls that would be needed for any systems assessment of the NA abiotic forcing.

Pelagic Production. For a broad subset of coastal systems, the photosynthetic response to riverine nitrogen input tends to be a weak, nonlinear function (Nixon, 1992; Borum, 1996). At low levels of enrichment, there is a strong increase in primary production, but at higher levels of enrichment the response tapers off asymptotically. Cloern (2001) describes this differential response as a function of the system's characteristics (stratification, flushing, nutrient ratios, *etc.*) that affect the availability of the nutrient to the algal population. For example, in comparison to San Francisco Bay, he cites the Chesapeake Bay as having a similar DIN loading and one-tenth the DIP loading, but twenty times the primary production. In contrast, when the NA is compared to Chesapeake Bay, it has 2.2 times the TN and 2.6 times the TP loading (Smodlaka *et al.,* 1999), but one-fourth the primary production at ~100 as opposed to ~400 gC/m2/yr (Malone, 1996). Obviously, the 'eutrophic response' is system-dependent to the point of precluding quantitative comparisons between systems. The asymptotic nature of the curve suggests that at some level of loading, the eutrophic process is self-limiting. One might wonder if a similar curve exists for a single system with a time-variable loading. If so, one could obtain more information on the eutrophic response of a specific system, as a function of those biotic and abiotic processes that control its utilization of nutrients, than one could obtain by looking at its annually averaged depictions, *e.g.* the above N budget.

Nevertheless, we continue with the above accounting of nitrogen to illustrate several important control points. The first control occurs in the nitrogen pathway on entry into the system, with most of the nitrogen input (44%) going to primary production in the dystrophic area and some (15%) going to the eutrophic area. The second control point determines the amount of nitrogen transferred (17%) to the interior. The third control concerns the fate of the unused nitrogen in

the coastal zone between the loss to denitrification (25%) and to export (16%). Thus, the interior is coupled to the WAC by several very different processes. Abiotic forcings dominate the first control through the physical transfer processes of the inertial breakout during sharp runoff peaks and the mixing and transport Sirocco wind events. The second control has both biotic conditions (processes of photosynthesis and regeneration) and abiotic conditions (the physical processes of the sinking of particles and of the upwelling of regenerated nutrients to the surface layer). Likewise, the third control acts through the biological process of denitrification and the physical process of export. The phasing of these controls is also a significant factor. For example, a proportionately greater export of nitrogen by the WAC would be expected in association with an autumn-runoff peak because of the seasonal minimum in light. Other factors, such as nutrient ratios or suspended loads that affect the nutrient uptake or the amount of light, can control the efficiency of new production with respect to nitrogen loading. These controls and others explain why the relation between nitrogen and eutrophic production is time and system dependent (as Cloern, 2000) and suggest that reliance on single-variable indicators such as N-loading constitute an inadequate basis for management strategies.

The fourth control point exists in the pathway of carbon after primary production, independently in both the dystrophic or eutrophic areas. At this juncture there is a partitioning of carbon to the three major sub-systems: to the pelagic herbivores, the benthos, and to the microbial loop (as stressed by Azam, 1998). On the first level of description, all these pathways are continuously involved. However the conditions that would generate variations in this partitioning are then causal to reorganizations in the system's consumer components and thereby responsible for the ultimate fate of carbon in the system. On a seasonal scale, Vichi *et al.,* 1998 have modelled the shifts occurring in the carbon flux at two time series stations. The food-web structure changed from summer to autumn stations in the dystrophic area (S1) from a multivorous to an herbivorous food web; and in the eutrophic area (S3) from a microbial to a multivorous food web. Obviously, the combination of good time-series data and simulation models is essential for understanding these controlling conditions and interactions.

Benthos. It is often remarked that the benthos is the most sensitive component in eutrophified coastal systems (Jorgensen, 1996). This comment underlies the bias in pelagic-benthic interaction, in that most exogenous mass and energy fluxes pass first through the pelagic regime before being processed by the benthos. Thus, the response of the pelagic regime can limit the options available to the benthic regime and thereby make its condition an indicator of the time-space integrated effect of eutrophication. The NA is no exception. Over the last several decades, the slow-growing epifaunal community, whose habitat extended over most of the interior, has progressively ceded to a faster-growing infaunal community. We assume that this progression maps into space, generally west to east, and that it occurred in response to discrete disturbances, particularly those of anoxia and dredging. The success of the infaunal extension to the east is also predicated on the substrate, which grades from more mud to more sand. The macrofauna are suspension feeders, brittle stars, sponges, and ascidians, that tend to form aggregate clumps which protect them from dispersal under strong-current events and serve as settlement surfaces for their larvae (Newell and Ott, 1999; Fedra *et al.*, 1976). Recolonization of this slower-growing com-

munity has been weakened by the frequency of disturbances, and the requirement of the larvae to settle on hard living surfaces above the bottom to avoid the hypoxic gradient created by the high respiration at the sediment interface. On the other hand, the larvae of the invading infaunal community were able settle independently and were less impacted by anoxia and dredging.

An important aspect of this reorganization is a weakening of the benthic-pelagic coupling. As suspension feeders, the epifaunal species provided some buffer effect on phytoplankton populations by feasting on blooms and storing the organic matter internally. In contrast, the replacement community provides only an indirect coupling with the pelagic production by facilitating nutrient regeneration in the superficial sediments. The loss of the macrophytes, posidonia, and kelp that dominated mostly along the northern and eastern coasts before the 1970s (cf. Zavodnik, 1977) represents another important benthic reorganization in response to eutrophication and to fishing disturbances. The kelp beds along the Istrian coast that had provided an important fish habitat have been replaced by sea urchin 'barrens' of little ecological or economic value.

The fact that the high-nutrient environment of the dystrophic area tends to produce larger (>8 m) phytoplankton cells (Heilmann and Richardson, 1999a; Gilmartin and Revelante, 1995) together with the presence of larger zooplankton (*e.g.* copepods) suggests a greater carbon flux to the benthos. Because of its shallowness, the carbon pathway of POC to the bottom, particularly for the larger fractions, is short O(day) at sinking speeds of ~30 m/d. The size and sinking characteristics of the POC in the dystrophic area is an important indicator for the second control point, *i.e.,* how much sinks out of the water mass.

At the small scales (<10 km), such as might be dictated by daily displacements due to currents, available data show poor specific correlations between surface production (Heilmann and Richardson, 1999b) and carbon loading at the bottom interface (Banzon and Hopkins, 1999; Giani *et al.,* 1999). However, a strong pelagic coupling appears valid at sub-basin scales (10-50 km). That is, bottom nutrient distributions generally reflect the freshwater distributions and the surface chlorophyll values, *e.g.* compare Fig. 12b, with Figs. 4b and 12c.

This leads to several indications about the second control point in the interior. The vertical flux measurements of Hamilton *et al.* (1999); Miquel *et al.* (1999) indicated a low carbon flux relative to the observed primary production and a relatively large number of fecal pellets. They concluded, along with Faganeli *et al.*, 1994, that the water column supports a high rate of regeneration, and that a good portion of the sinking carbon produced is partitioned into the pelagic microbial loop. The obvious mechanisms amplifying this partition are the sinking rate, temperature, and the pycnoclinal strength, which can have strong seasonal and spatial gradients. However, the dystrophic and eutrophic areas differ in the seasonality of the pycnocline. The continuous input of fresh water to the dystrophic area maintains a pycnocline throughout the year, whereas the winter convection within the interior area completely destroys its pycnocline.

Another intervening mechanism in the carbon pathway to the bottom is the presence of a variable nepheloid layer (Fig. 11) that serves to delay deposition, disperse the particulates, and enhance regeneration. Curiously, this feature exists in all areas, but it changes in character from the shallower dystrophic area, where it has a larger detrital component and more kinetic energy, to the deeper oligotrophic area, where it has a larger photosynthetically active component and less kinetic energy. Thus, some of the discrepancy between small and sub-basin

scale correlation with surface production can be attributed to the buffering effect on deposition and some to the accumulation of carbon on the bottom. The later becomes more obvious during seasonal situations in which the water column below the pycnocline is shallow. For example, the bottom oxygen minimum in Fig. 12d in the Gulf of Venice was not overlain by high chlorophyll values (Fig. 12c) and was attributed to a vigorous bottom respiration, whereas that off of Ravenna was due to both high surface loading and bottom respiration. The seasonality and spatial scale of pelagic-benthic coupling is clear in the accumulation of bottom nutrients between winter and summer; compare, for example, the approximate doubling of silicate concentrations between Fig. 12 a,b or the spatial distributions of Fig. 12b and Fig. 4c (also, Souvermezoglou *et al.,* 1999).

During ELNA, the benthic carbon loading was about 19, 15 and 11 percent of the overlying production for the dystrophic, eutrophic, and oligotrophic areas, respectfully, using the bottom oxygen respiration rates of 10, 4, and 2 mmoles O_2/m2/d (Banzon and Hopkins, 1999)and the primary production rates in Tab. 1. One might expect a greater spread in these percentages given that the mean depth is about three times greater in the oligotrophic area and the production about a third. Also, these deposition-rates are about a third lower than estimates of carbon loading from sediment traps, which may have captured some resuspended material (Puskaric *et al.,* 1992), and are about half those reported by Tahey *et al.,* 1996 and Giordani *et al.,* 1992. Based on water column sampling, Krasakopoulou and Souvermezoglou (1999) reported concentrations of PC that are typically ~80% of the surface layer values, which if representative of POC implies that much material is retained in suspension (nepheloid layer?). These discrepancies underline the importance of quantifying the carbon pathway to the sediments and the role of the intervening mechanisms, in particular the dispersion and regeneration occurring in the pycnocline and bottom layers.

Microbial Loop. The microbial loop not only provides the essential mass recycling for the system, but can also act as a major consumer, which at times can disrupt the flow of carbon through the trophic food web. Exploring the details of all the interactions involved in these two roles would be far beyond the scope of this discussion. On the other hand, omitting its mention would preclude even a rudimentary description of the functional uniqueness of the NA system's response to variable, abiotic inputs. Evidence that the role of the microbial loop differs from other coastal areas is made clear by the unique proportions of its mucilage phenomenon (*e.g.* Degobbis *et al.*, 1999). The NA also differs from other Mediterranean coastal areas as indicated by its high accumulations of DON and DOP (*e.g.* Lipzer *et al.*, 1999). Of interest to this discussion are the conditions and interactions that lead to extreme mucilage events that require a significant reorganization of the trophic web and serve as a prime example of the complexity confronting simulations of stressed coastal systems. It appears that these mucilage events derive from a set of initial conditions, a sequence of interactions, and set of sustaining conditions that are necessary for such an internal reorganization to occur and endure for a significant length of time. While microbial organisms are ubiquitous, their distributions are not homogeneous in space. Rather, their distribution and abundance is linked to the availability of living and detrital phytoplankton, which are not themselves homogeneously distributed (Siegel, 1998), and on the distribution of DOC. It

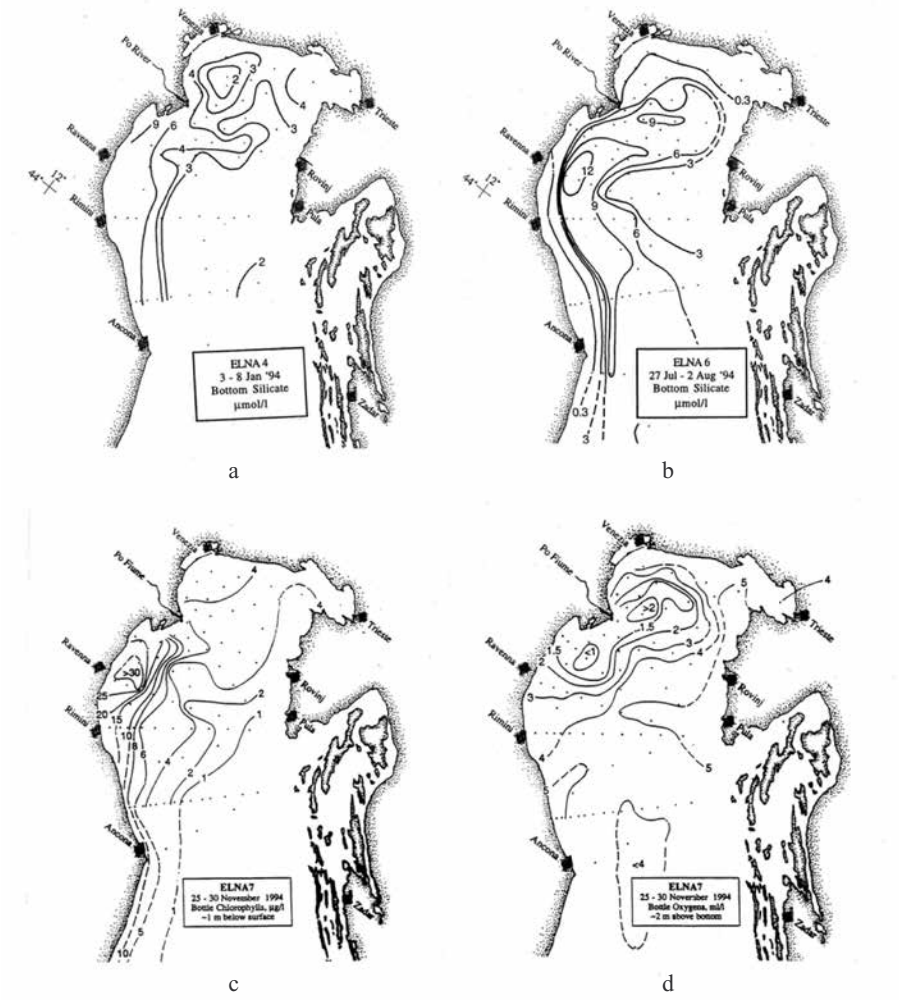


Fig. 12 - Contours of variables discussed in the text. Bottom silicates in January (a) and in August 1994 (b). The bottle data of surface chlorophylls (c) and bottom oxygens (d) duing November 1994.

Isoaline delle variabili di cui si discute nel testo. Silicati sul fondo in gennaio (a) e in agosto (b) del 1994. Clorofille nello strato superficiale (c), ossigeno sul fondo (d) nel novembre del 1994 (analisi fatte sui campioni presi con le bottiglie idrologiche).

is the bacterial colonization on discrete particles of larger scale that allows the bacteria to sequester significant portions of the available carbon to the detriment of the pelagic and benthic food chains. This makes their influence dependent on the presence of POC and, therefore, on the mechanisms that aggregate POC. The causal mechanisms for aggregation constitute a suite of linked processes: some of which are dependent on the biological process of primary production, some on the biological control of that production (*i.e.* grazing), some on the

microbial interactions with phytoplankton, DOM, and POC, and others on the physical processes promoting accumulations.

The central interaction is the mutualism between bacteria and phytoplankton. On a small scale, the phytoplankton provides a habitat for bacteria; on a larger scale, the opposite is true. That is, at the scale of the phytoplankton cell, the bacteria gain a habitat within the external film of mucus exuded by the cell, and the individual phytoplankton benefits from this film in which bacteria provide local nutrient recycling (primarily P) and by which the cell avoids a direct attack by the bacteria within the mucus film (Azam *et al.,* 1999). At the larger scale, the gel matrix (below) provides a habitat for phytoplankton by allowing them to thrive in a more favorable nutrient environment with less grazing pressure (*e.g.*, Degobbis *et al.,* 1999). Based on this mutualism are the conditions that promote the production of the gelatinous material and the conditions that favor its aggregation. This transition in scale can be viewed as a reorganizational process that leads to microbial control of carbon cycling (Azam, 1998). As the bulk concentration of the heterogeneous distribution of small-scaled organic matter increases, a sequence of conditions permits the reorganization of this matter into larger-scaled elements. This sequence has been postulated in several works (*e.g.* Azam *et al.*, 1999; Herndl *et al.*, 1999; Myklestad *et al.,* 1999). The objective here is to illustrate what might be the necessary conditions and the controlling processes in the reorganization sequence, derived primarily from the set of works in Funari *et al.* (1999).

We divide the sequence into three phases: physical preconditioning, accumulation of polysaccharides, and growth and sustenance of macro-aggregates. Phase I constitutes the initial physical conditioning of the interior system and depends on the occurrence of several seasonal variants that promote an early and strong stratification and low flushing. A large runoff event during autumn, particularly in association with strong Sirocco winds, leads to greater loss of freshwater from the WAC to the interior and increases the potential for freshwater retention during the winter. The latter diminishes the potential for NAdDW production, causing low replacement flushing. Likewise, continued warm and wet winter conditions, along with the absence of strong Bora events, insure a weak, short period of DWO flushing and an early blocking of the additional flushing caused by basin-scale, anticyclonic circulation. A stable atmospheric high-pressure condition that persists during winter generates more insolation and promotes earlier stratification.

Phase II is characterized by the conditions leading to the production of polysaccharides and the accumulation of their refractory variety. Necessary conditions include frequent diatom blooms under stressed conditions, lack of grazing control, and dominance of pelagic-bacterial interactions. Diatoms, certain species in particular, are known to exude copious quantities of polysaccharides that result in the formation of TEP (transparent exopolymer particles), as described by Aldredge (1999). Because of its sticky and resistant qualities, TEP is considered a fundamental component of mucilaginous aggregates. Greater exudation of polysaccharides is stimulated when diatoms are exposed to environmental stress, as during nutrient limitation and during mortality, when the cell membrane is destroyed (Myklestad, 1999). Note it is assumed here that the primary mechanism for stressed, diatom blooms is due to a pulse of nitrogen via a direct transfer of the river discharge as caused by a runoff peak (above) or

an acid-rain event. For such blooms, the aspect of rapid phytoplankton growth tends to exclude any immediate grazing control and the aspect of an unbalanced nutrient pulse tends to enhance excess exudation and mortality. While the sequence is essentially initiated by phytoplankton production of large amounts of dissolved and colloidal polysaccharides, it would cease without the emerging control exerted by the microbial loop (Azam *et al.*, 1999). In particular, the lack of grazing control, the elevated concentrations of phytoplankton, and their exudates provide the opportunity for bacterial domination, which then becomes a necessary condition for continued growth and sustenance of aggregates (Phases II and III). Azam *et al.* (1999) suggest that bacteria within the external cell mucus or invading a lysed cell provide the main mechanism for converting polysaccharides to the long-lived variety. Under these developing conditions, a lagged grazing control becomes less likely due to the deterrent of exudates to zooplankton (Degobbis *et al.*, 1999; Malej and Harris, 1993).

Phase III depends on continued production of dissolved and particulate organic matter, growing dominance of bacteria, entrapment of POC into the gelatinous matrixes, low flushing, and a turbulence window that permits collision between flocs but not their destruction. The accumulation of the DOC, particularly the colloidal portion, appears to be an important indicator and perhaps a critical factor in the sustained production of aggregates (Pagnotta *et al.,* 1999). The formation of structures larger than the polysaccharide macromolecules involves several mechanisms. Aldredge (1999) credits the properties of TEP as driving most of the aggregation. The stickiness of TEP allows it to aggregate on collision with itself and other small particles including living and lysed cells with associated bacteria. The chemical properties of TEP promote metal-ion bonding that forms cation bridges (cf. Leppard, 1999). Thus, a cross-linked network evolves for which the resistant polysaccharide macromolecules provide the main infrastructure and the entrapped particles, molecules, and organisms provide the elements for a micro-ecosystem. A significant characteristic of TEP is their resistance to salt diffusion so that they retain the salinity (buoyancy) of the surface waters where they are produced (Aldredge and Crocker, 1995). Consequently, at deeper layers, they provide buoyancy to the sinking substances that they acquire.

The aggregation process itself depends on the probability of encountering other particles, which in turn depends on the concentration of the particles and on their movements relative to the water. Continued high primary production as in Phase II, under conditions of low physical loss, would be an enhancing, but perhaps not a necessary, condition for sustaining aggregate growth. The incipient domination of the microbial loop during Phase II has self-sustaining aspects (from Azam *et al.,* 1999). The ability of the attached bacteria to regenerate phosphate within the cell mucus boundary offers the phytoplankton cell an independence from the external, P-limiting environment and allows growth. Because of the shelter provided by the mucus matrix, phytoplankton mortality due to grazing is effectively traded for that from bacterial attack. Meanwhile, during the living and dying stages of the phytoplankton cell, the bacteria produce more long-lived polysaccharides for continued aggregation. In addition, the captured detritus and the ambient DOM contribute to the further bacterial regeneration and polysaccharide production.

The condition of low advective loss is essential for continued aggregation. As far as the circulation is concerned, much of the condition for low flushing

during the spring would have been satisfied by the initial conditions of Phase I. An exception, for example, would be the advent of an unusually large spring runoff, which would generate more flushing of the interior along with a greater probability for entrainment and export within the WAC of substances generated in the interior.

Turbulence plays a scale-dependent role in the process of aggregation and in its destruction. Both the scale of the aggregates and the scale of the turbulence determine 1) conditions favorable to aggregation by inducing collisions with particles moving at different speeds, and 2) conditions unfavorable to aggregation by exposing them to shearing motions that can tear aggregates apart. Aggregates larger than a threshold length scale, O(1 cm), will be subjected to turbulent shear and those smaller than this threshold will experience the laminar flow of the viscous regime. For small aggregates much less than the scale of turbulent eddies, the most effective mechanism for particle collision is their vertical convergence within the pycnocline. As a gel matrix acquires particles, it can sink through the surface layer until it reaches a neutrally buoyant condition at some location in the pycnocline. Obviously, this is also a sorting mechanism in which heavier aggregates would sink to a lower part of the pycnocline or through to the bottom. This sorted distribution within the pycnocline will result in a strong vertical gradient of POC which, combined with the larger-scaled vertical motions of the pycnocline, will promote collisions and aggregate growth. As the aggregates attain some greater size, say O(10 cm), they become subject to the shear turbulence within the pycnocline. This would be a limiting condition were it not for another process. Within the aggregate, the production of gases by autotrophs and heterotrophs provides a buoyancy control that allows its return to the surface layer where the scale of turbulence is larger and less destructive. Finally, at a scale of O(1 m) the turbulence in the mixed layer, as generated by moderate winds, can become destructive. The degree of self-regulation that a large aggregate possesses to sink when turbulence increases is, I believe, uncertain, but at least partially effective through the diurnal variability of photosynthesis.

Abiotic sustaining conditions for Phase II and III are warm, calm atmospheric conditions interspersed possibly with light winds and thunderstorms. Short, mild Sirocco events continue to be favorable by generating some weak mixing for aggregate collisions and horizontal dispersion. Such winds can also enhance aggregation by providing additional nutrients and OM to the interior from the surface water of the WAC. Similarly the summer low-runoff conditions combined with short intense pulses in runoff favor direct discharge to the interior. The role of the coastal dystrophic area is complicated, but its influence on the aggregate production in the interior is more indirect than it is direct. That is, the dystrophic production of carbon serves sustaining conditions mostly by supplying recycled nutrients, DOM, POM, and possibly TEP to the interior. However, the mechanisms controlling the biological transfer to the interior (as postulated above) may be independently determined from those mechanisms controlling the aggregates in the interior. An example of environmental conditions favoring both sets of mechanisms would occur during summer periods of low runoff, and during light winds from the southern quadrant when the WAC is not well contained by a sea-level gradient, the surface portion of the front is strongly inclined into the interior, and shallow frontal upwelling brings material

entrapped in the isopycnals to the surface of the interior.

Fish. The case of fisheries is an example of man's multifaceted interaction with the sea. Historically, the interaction was simple: fish produced a resource that man harvested. This interaction has been preserved in the free-market mentality and is based on the tenet that marine Natural Capital is inexhaustible. Recently, the limits of this resource are clearly being surpassed generating a polemic between market forces driving down fish stocks despite warnings by fisheries scientists. From a market point of view, the fact that the global fish-yield appears to have steadied out at ~95 mill tons/yr (Brown *et al*., 1999) could mean that we are enjoying a steady state. However, it could also mean that the fish catch is, in itself, an insufficient indicator of the state of the resource. How else might we explain that ~69% of the world's major fish species are in decline (McGinn, 1999). Unfortunately, the problem is not just over harvesting, but the degradation of the marine environment that further diminishes the restocking capacity.

By the time modern methods were available for research, system degradation had progressed beyond the point at which we might have documented the original ecological equilibrium state, as notably discussed by Jackson (2001). Similarly, system-wide oceanographic and fisheries studies began only after introduction of modern fishing practices so that stock assessments had no reference criteria. In the Adriatic, for example, paired, mid-water trawlers began replacing the traditional purse seiners in the 1950s, whereas fisheries stock assessments began only in the 1970s at CNR-IRPEM (Cingolani *et al*., 1996). In addition to this top-down predation, man also impacts the fisheries system through bottom-up system degradation – a process also very poorly understood. Consider, for example, that industrial, agricultural, and municipal impacts on the Po watershed have been increasing since the 19th century, but the NA ecosystem was not investigated until modern methodologies became available in the 1970s. Even today, research on these two processes is so disjunct that the full nature of this two-way interaction, which is squeezing the system, cannot be evaluated.

The NA itself is a unique coastal ecosystem, but among a global set of coastal systems, it is far from unique in its degradation to a level of lower potential energy, as per Fig. 2. It shares in common most of the disturbance interactions (described in the next section) and most of the response symptoms. Jackson (2001) cites three major degradation states: loss of large pelagic animals, loss of benthic habitat structures, and emerging predominance of microbial regimes (Fig. 13). Many coastal systems have already experienced the second degradation. Typically the transitions are slow and so highly non-linear that they are not obvious until a precipitous change occurs. Jackson suggests that the delayed response is due to ecological redundancy - that a system's function changes little with its structure until the last redundant species is gone. During these transitions there are a number of warning indicators that can be documented even with the short modern data set: *e.g.,* ecological extinction, shifts from benthic to pelagic primary production, decreases in the ratio of vertebrates to invertebrate species, increases in anoxia, reduction in the size and age of commercial fish species, dominance of opportunistic species, and occurrence of disease. Furthermore, the possibility that the stresses behind these indicators can act concurrently and combine synergistically has not permeated

much of our research. As a consequence, the marine research community has not predicted - or else has not communicated well - the collapse of many of coastal ecosystems. In the case of the Jamaican coral reefs, as described by Hughes (1994), a causal sequence of stress disturbances (hurricanes, overfishing, and disease) was needed to push the system into collapse; the process was not apparent until after the fact. It is also apparent that system restoration will take a much longer time than its "sudden" degradation.

The ecological demise of large predators and herbivores in the NA certainly occurred long before the second half of the 20th century, when increased eutrophication and continued strong fishing pressure stressed the benthic food web to the point where most of the nursery habitats favorable to slower-growing benthic and pelagic animals were lost. Since then, reoccurring anoxia and frequent bottom trawling has selected for less desirable commercial infaunal species (as above). Although a few commercial species (such as baby clams) are able to resettle, they are then fished non-sustainably as juveniles (cf. Bombace, 1993).

Meanwhile, notable changes were occurring in the eutrophic response. Nutrient enrichment increased through the 1970s to the mid 1980s, when reduction in phosphate loading was enforced. This period was characterized by maximum chlorophyll-a concentrations due to the many extensive dinoflagellate blooms, including blooms of harmful algae (Rinaldi *et al.,* 1997; Harding *et al.,* 1999). After 1985, the inputs of nitrogen continued to increase, but phosphates began a slight decrease (Pagnotta *et al.,* 1995), and the phytoplankton dominance began to shift from dinoflagellates to diatoms, presumably because of their greater tolerance for higher N:P ratios. In turn, these changes in the nutrient and phytoplankton regimes may possibly be linked to the recent, frequent occurrences of mucilage events of 1988, 1989, 1991, and 1997 (Sellner and Fonda Umani, 1999). Contemporaneously, weather patterns in the 1980s and 1990s were anomalous: the first half of the 1980s was wetter than usual and the second half was drier. This difference implies that during the earlier period, the coastal system would have had less kinetic energy and longer residence times, conditions that favored dinoflagellates; whereas during the later period, the opposite conditions would have favored diatoms. Finally, several significant climatic trends in air temperature and runoff emerged ring the late 1980s through the 1990s (Russo *et al.,* 2001). Annual air temperatures (Venice) have increased by three-quarters of a degree centigrade. The Po runoff for the winter period has decreased which, along with the temperature increase, appears to be the result of more stable incidences of stalled atmospheric high pressure systems bringing warmer daytime temperatures and less rain. More significant is the shift of the maximum runoff peak from spring to fall, with autumn rains reaching flood proportions and inducing vigorous WAC flushing in the late fall and recirculations of freshened water to the interior during the winter (as above). This suite of environmental changes has not yet been systematically analyzed, but undoubtedly has negatively impacted the system. To my knowledge, the question as to whether the NA has lost its benthic habitat structures has also not been established, but it would seem likely that it has and thereby has achieved the second of Jackson's major degradation transitions.

The small pelagic fishes comprise about a third of the worldwide catch, and their presence in the NA total is similar at 27% (Bombace, 1993). These fishes occur in poly-specific stocks of which the sardine and anchovy are the

most abundant. Their reproductive strategy is based on a high growth rate, and they are quick to adapt to environmental change (Matsuura, 1999). To some extent they share a niche in a complementary manner, with the anchovy feeding on zooplankton and the sardines feeding on phytoplankton so that do-

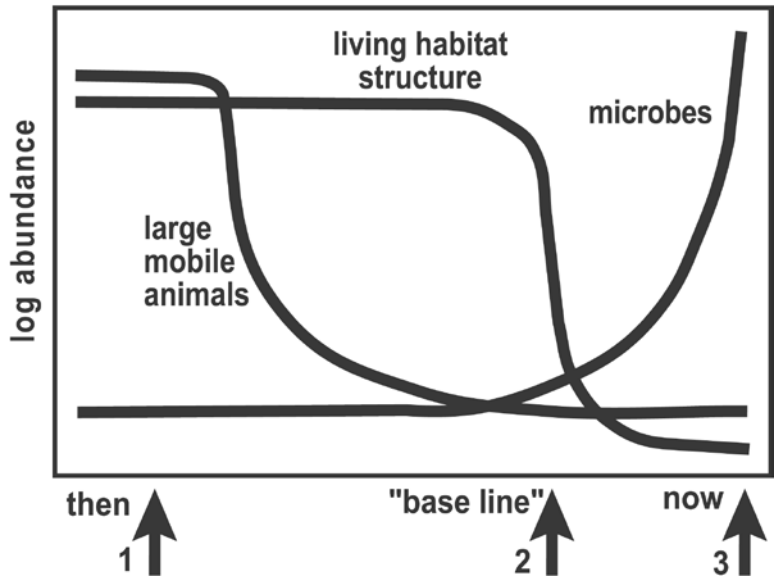


Fig. 13 - Model of the collapse of Western Atlantic coastal ecosystems caused by overfishing, as presented by Jackson (2001). The arrows indicate the major ecological transtions expected of a degrading coastal marine ecosystem.

Modello del collasso dell'ecosistema costiero dell'Atlantico occidentale determinato dal sovrasfruttamento di pesca, così come presentato da Jackson (2001). Le frecce indicano i maggiori transienti ritenuti la causa del degrado dell'ecosistema marino costiero.

minance shifts from one stock to another in a rotation including other pelagic species such as sprat. These characteristics make this community of fish fairly resilient to fishing pressure, which has led to the assumption that the stocks are independent of fishing mortality. Other than the same high spawning rates, however, there is no independent strategy for recovery from poor recruitment that might be due to weakened nursery habitat among other things. The population vulnerability then lies in a destructive phasing between recruitment and fishing. The often-referenced example is that of the Peruvian anchovy fishery, where a combination of fishing and environmental change (El Nino) resulted in a population collapse.

In the NA, the question then becomes whether or not the system degradation is impacting the recruitment process to the point of jeopardy for the populations. The annual values of biomass for the NA have been calculated by Cingolani *et al.* (1998) and are shown in Fig. 14a. The outstanding feature is the growth and decline occurring during the 1980s. Some indication of the

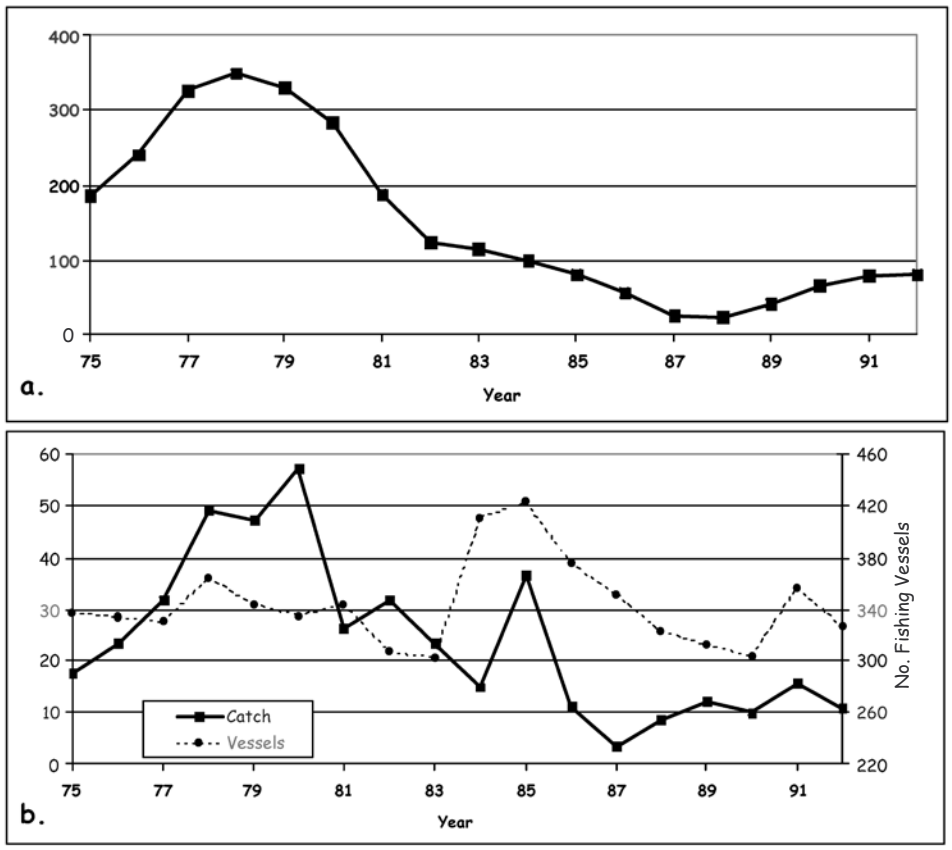


Fig. 14 - a) Anchovy biomass values estimated by the Virtual Population Analysis, from Cingolani *et al.,* 1998. b) Total catches of anchovies in northern and central Adriatic between 1975 and 1992, and the combined number of fishing vessels, trawlers and purse seines, during same period, from Cingolani *et al.,* 1996.

a) Valori di biomassa stimata delle alici utilizzando la "Virtual Population Analysis", da Cingolani et al., *1998. b) Catture totali di alici nel nord e centro Adriatico fra il 1975 e il 1992 e il numero dei pescherecci, a strascico e a volante, operanti nello stesso periodo, da Cingolani* et al., *1996.*

mortality imposed by the environmental conditions can be estimated by looking at the relationship between the spawning stock one year and the recruitment the next. This has been calculated using the data shown in Fig. 15 (Santojanni *et al.,* 1999). For relatively low stock levels, the relation should be density independent, and an upward slope would indicate a growing population, *i.e.,* increasing recruitment with increasing spawning stock. As a scatter diagram, there is a weak correlation in this sense. As a time, series, however, it reflects the information in the biomass data: a growth period of good recruitment from 1976 to 1984, followed by a period of declining stock and recruitment from 1986 to 1992, presumably to below a sustainable level.

During the growth period, the catch effort continued to increase until 1980, two years after the peak in the biomass in 1978. The catch fell in 1981 and remained low except for the 1984-85 interval just prior to the fisheries collapse of 1986 (Fig. 14b). During this critical period, recruitment was apparently overestimated with respect to the falling biomass values during the late 1980s. Also, the size distribution was at a minimum (9-10 cm) in 1988 and thus overlapped considerably that of the recruits.

The nursery area for the young anchovy is in the coastal system where the maximum concentrations of copepods (Benovic *et al.,* 1984) their preferred food (Coombs *et al.*, 1997) can be found. There are a number of possible controls on the anchovy larval survival in the coastal area. An obvious consideration is the impact of the present trend of large fall runoff events that would generate a strong advective loss during the recruitment season (October to February) and which may not support high copepod populations. Since larval mortality rates decrease with size, the early success of spawning is most important (Conway

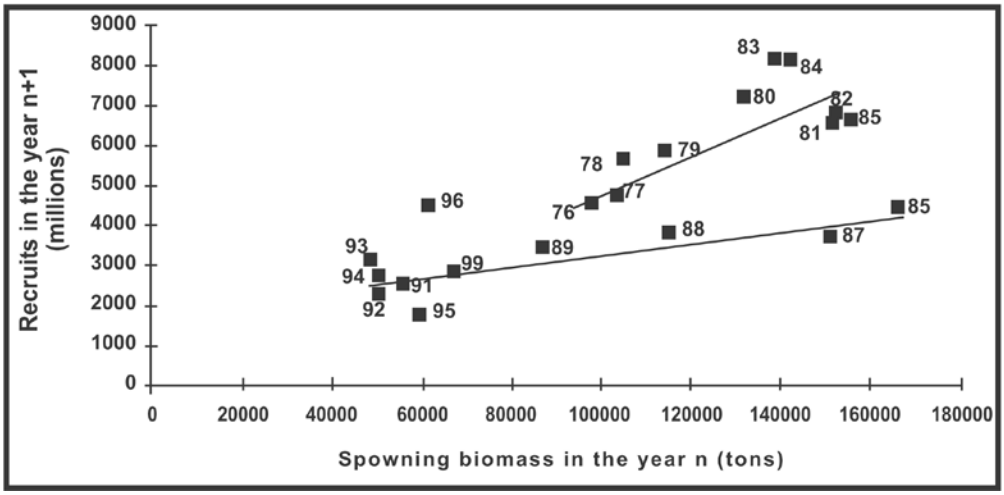


Fig. 15 - Stock-recruitement relationship estimated by Virtual Population Analysis, from Santojanni *et al.,* 1999. The trend lines have been simply superimposed, by present author, and not fitted with a regression.

Relazione fra lo stock e il reclutamento valutata con la "Virtual Population Analysis", da Santojanni et al., *1999. Le linee di tendenza non derivano da una analisi di regressione ma sono state soltanto sovraimposte dal presente autore.*

et al., 1998). Hence, a major runoff event with increased turbulence and a complicated and expanded frontal structure creates an unfavorable environment for early larval growth. In addition, recent changes in the coastal zone may have included greater predatory loss of larvae due to natural causes or inadvertent fishing of recruits. On the bright side, the present fishing respite (40 days during summer) has perhaps saved the anchovy fishery from exhaustion, but recruitment and spawning stock levels still remain low (Cingolani *et al.,*

1996). In the context of a systems assessment of the fishery stocks, one would not assume that the impact of fishing should be considered an independent dynamic to be researched separately from the stresses imposed by changing environmental conditions.

Anthropogenic. The above points illustrate how human activities impact the coastal system. But the interaction is circular and inclusive: Human beings are a major interactive component of the coastal system and react to changes in it. For example, resource management in the Northern Adriatic has reduced the phosphate discharge and instituted pauses in fishing. Funding agencies have supported research that should address the question of whether the first two reactions were appropriate and sufficient to halt degradation of the resource.

According to my understanding of the biocomplexity arguments, if we continue to manipulate the input and output of the system independently and to consider ourselves excluded as an interactive component of the system, either in an actual or simulated sense, the system cannot reorganize to a stable state. In other words, to optimize resource use (MPP), the reorganization process must include all major interactive links. Those it cannot include, like external abiotic forcing, are either responded to as disturbances (over the short term) or else stimulate an adaptation through natural selection (over a long time scale). In general, when exposed to disturbances of uncharacteristic intensity, duration, or synergistic combination, a system will reorganize to a degraded state in which these disturbances have less impact. The output value from such a degraded state would likely be of less value to society as, for example, through a reduced level of water quality or resource yield.

Concluding remarks

Our inability to explain the lack of consistent correlations between certain systematic conditions, as indicated by anoxic events, mucilage production, fish-yield variations, and variability in abiotic forcing is important evidence of our incomplete understanding of the cause-and-effect relationships driving these changes. If we accept that these indicators confirm the present degradation of the system, we must then direct our investigations towards several related goals: understanding how the system degraded to its present state, establishing the likely scenarios for its final state, and simulating recovery states under an altered set of exogenous forcing conditions. Understanding the cause-and-effect relations is fundamental to all of these goals. However, this must be done not just on a one-to-one basis of the response for every stress, but on a system response to the entire set of forcings, whether they, in isolation, constitute a stress or not.

As a guide to this discussion, a partial, conceptual model was used to illustrate potential pathways, controls, and interactions of perturbations in abiotic forcing within the Northern Adriatic system showing how these can lead to internal reorganizations in structure and sometimes to changes in function. To do this, the system was subdivided into two physical regimes corresponding to two biological systems, each with principal components. Thus a disturbance in one of the forcings will propagate through and be adsorbed by the system. Both of these processes are determined by the structure of the components and their interactions with other components. Understanding the above cause-and-effect relationships requires tracing the information signal and the mass flux

(of a disturbance) through the system while the system is responding to the remainder of the forcings.

The nearly equal thermohaline forcings of the NA divide it into two dynamical regimes that define two different water-mass structures and their associated pelagic and benthic systems. The abiotic variables responsible for the division are the atmospheric exchanges of heat and water and the land runoff. Human interference is changing all of these variables and consequently impacting the nature of the division and biology dependent upon it. Superimposed on these physical variables are other bottom-up variables that impact the biological response but have little impact on the physical division. These might include nutrient, organic and inorganic matter, and trace-pollutant loading from the rivers and nutrient loading from the atmosphere. Finally, there are top-down forcings that directly impact the higher portions of the food web, but also have indirect impacts on other components.

As a disturbance propagates through a system, it passes a number of control points that essentially determine the subsequent direction and magnitude of the interactions between the donor and receiving components of the system. If much of the disturbance is adsorbed by one component, it may result in a reorganization of that component such that its interactions with the rest of the system would be altered along with its manner of processing other disturbances. As a result, a sequence of disturbances could gradually reset the structure of the components and eventually the function of the entire system. Such complications end up obscuring the correlation between the original disturbance and the observed response somewhere in the system. Empirically, this sequence resembles a Markov chain in that the probability of action at each control point is somewhat independently determined by the initial conditions of the host component. Always included in the spectrum of disturbances is the seasonal disturbance, which independently of many anthropogenic disturbances allows the system to reorganize itself on an annual basis. For the NA system, a very important issue concerns the identification of those occasional disturbances that are absorbed on an annual time-scale and those disturbances that persist. Those portions of the response that are not reset, for example during winter, represent a form of 'interannual memory' that can lead to long-term degradation by slowing changing the initial condition of each year.

Several of these control points and interactions were discussed in the text, mostly concerning a disturbance in the riverine discharge of nitrogen. To summarize briefly: An atmospheric control initiates a seasonal sequence. The conditions during fall and winter determine the initial conditions for the circulation that will impact the biology during the following spring and summer, *i.e*. flushing and stratification. In the case of a large runoff event creating a nitrogen disturbance, the first internal control is the partitioning of the new nutrients between the interior and the coastal systems. The second control concerns the distribution of the PON produced in the coastal area between export, coastal benthos, or fallout through the front to the interior. A third contemporaneous control in the coastal zone is the partition of the amount of unused nitrogen between its export and denitrification. Within the interior, parallel controls decide the fate of the nitrogen between its regeneration in the surface layer, its entrapment in the pycnocline as PON, or its deposition at the bottom interface, where it is buried, denitrified, or regenerated.

Switching to carbon, an important control occurs with the portioning of the photosynthetically produced POC between the nekton, the benthos, and microbial loop. The system function depends critically on this control. Several aspects in each of these compartments were discussed, particularly with regard to initial conditions, synergisms with other stresses, and degradation. Except for bottom trawling, all other disturbances to the benthos are processed by or result from the pelagic regime. Benthic reorganizations select for species that are more resilient to the stresses. These are the smaller, faster-maturing species that have a greater tolerance for anoxia, which represents a higher entropic structure with less biomass and diversity. The NA benthos has experienced at least two major degradations with the loss of the macroalgae, its primary production, and its associated habitats and with the replacement of its epifaunal communities by infaunal species. While these degradations are connected with the problems of eutrophication and trawling, they are not without return impacts to the pelagic system. The loss of habitats has impacted the recruitment process for both pelagic and benthic communities; and the storage of carbon has shifted away from macrobenthic biomass, and species of high commercial value, toward, perhaps, sediment burial. This shift has super-annual consequences in terms of population stability, benthic respiration, and susceptibility to hypoxia.

The advent of mucilage aggregates is an excellent example of a major reorganization of the carbon utilization in the pelagic regime. Unlike the benthos, these are seasonal and seemingly very dependent on a specific sequence of conditions. As described, the initial conditions are physical: an initial condition set up by a wet autumn, mild winter, and calm spring that fosters low flushing, strong stratification, and early phytoplankton blooms. The second set of conditions are mostly biological and depend on the particular form of mutualism between phytoplankton and bacteria that allows the accumulation of refractory polysaccharides, *e.g.* TEP, capable of forming aggregate structures. Conditions that favor this sequence are runoff pulses of nutrients, distorted N:P ratios, certain diatom species, and low grazing mortality. A third set of conditions is required for the aggregates to grow and survive for a significant period: continued production of TEP, entrapment of living and non-living particles in the aggregates, physical aggregation, particularly in the pycnocline, and the production of the gases that give the aggregates buoyancy. The probability of occurrence for many of these conditions is enhanced by anthropogenic activities, and they might be considered as a precursory example of a final degradation state for the NA in which the microbial loop pre-empts control of the carbon partitioning.

The benthos and the nekton are the two compartments that facilitate a through-flux of carbon to humans. As with the benthos, the present population structure is very different from that decades or centuries ago, with a selection for smaller-sized, faster-growing species. Unlike the sessile benthos, the nekton's mobility allows a powerful option for avoiding temporary degradation of the pelagic environment. However, the less mobile juvenile stages of most fish are much more dependent on environmental conditions and vulnerable to predation. Nursery habitats therefore need to have abundant food and offer some physical protection. The small pelagic fish like anchovy rely on their fecundity to sustain their populations. Hence the number of female adults is less important in maintaining the population than the number of recruits that survive. Points

of strong interaction are the abiotic and biotic factors that make the coastal nursery grounds less supportive. Another point of interaction is the fishing pressure that tends to reduce the mean size and age of the adult population, making it less resilient to poor recruitment. As in other coastal zones, this situation exists in the NA and adds to the vulnerability of the fish stocks, yet it has not been fully documented.

While the Northern Adriatic is a unique coastal system, its problems are not unique. It shares, with other vulnerable, resource-rich ecosystems, an urgent need to understand and redress the problem of their resource degradation. The emerging priorities, then, are for improved methodologies for quantifying *in-situ* changes in these ecosystems, for quantifying their linkages to anthropogenic activities, and for developing strategies for restoring and sustaining them. As argued in this work, this will require a sophisticated adaptation of the systems approach, an incorporation of the 'biocomplexity' concepts, and a new relationship with resource management. Marine scientists must restructure research objectives to generate both a new output for science - one more compatible with social/economic needs, and an expanded perspective for research - one more inclusive of interactions between the behavioral responses of living systems to environmental variability.

Thus, human beings must consider themselves as an interactive component in coastal systems and must understand the relationship between their economy and the economy of natural systems. The NA ecosystem has a Natural Capital value of ~$ 8.6 bill per year, using global coastal zone value of $ 4,000/hectare/yr of Costanza *et al.* (1997). A management that can not evaluate the costs of resource degradation nor costs of its restoration, would have no economic mechanism to preserve this Natural Capital. On the contrary, if these costs were to be inserted in an economic equation, such that activities that increase its value could be rewarded financially and vice versa for degrading activities, then a self-regulating feedback loop towards the sustainable use of the NA could be established.

Riassunto

La necessità della ricerca sui sistemi naturali e la maniera con cui questa ricerca viene condotta sono stati recentemente oggetto di un esame più approfondito. Ci sono due ragioni fondamentali per questo: la prima è il bisogno urgente di ottenere delle valutazioni accurate ed esaurienti del valore dei sistemi naturali, e la seconda è la nostra incapacità a capire e a simulare come questi sistemi naturali si degradino e si recuperino da soli. L'approccio proposto di fermare l'allarmante declino dei sistemi naturali, su scala globale la vita media della piena efficienza di un sistema è di circa 20 anni, richiede la valutazione in termini monetari (Capitale Naturale) dei beni e dei servizi prodotti da questi sistemi. Il valore del Capitale Naturale può quindi essere inserito nelle economie regionali e quindi fornire un meccanismo di controllo al fine di utilizzarlo in maniera sostenibile. Tuttavia questo approccio richiederà nuove metodologie e nuova scienza. Innanzitutto combinerà i concetti di biocomplessità e le metodologie dell'approccio sistemico. La biocomplessità suggerisce che la riorganizzazione della struttura e la funzione di un ecosistema siano il risultato di perturbazioni di natura abiotica e interazioni tra subcomponenti del sistema. Queste risposte di riorganizzazione sono di natura non lineare, comportamentali e difficili da predire. La teoria dei sistemi afferma che la comprensione della risposta di un sistema richiede che si prenda in considerazione contemporaneamente tutte le interazioni significative, interne ed esterne.

Un modello concettuale, basato sul dataset ELNA, è stato usato per illustrare le modalità potenziali di azione, i meccanismi di controllo e le interazioni tra le perturbazioni dei forzanti abiotici all'interno del sistema Alto Adriatico, al fine di evidenziare come tutto ciò possa portare a riorganizzazioni interne e qualche volta a cambiamenti nelle funzioni. Quando una alterazione nella portata si propaga

nel sistema, passa attraverso alcuni punti di controllo che determinano essenzialmente la conseguente direzione e grandezza delle interazioni tra le componenti donatrice e ricevente del sistema. Se molto dell'alterazione è assorbito da una componente, il risultato può essere una riorganizzazione di questa componente o della sua funzione così che le sue interazioni con il resto del sistema ne siano alterate, insieme alle sue capacità di gestire altre alterazioni. Di conseguenza una serie di alterazioni potrebbe gradualmente risistemare gran parte della struttura e della funzione di una componente del sistema, ed eventualmente modificare la funzione dell'intero sistema. Queste complicazioni finiscono con l'oscurare la correlazione tra le alterazioni originali e le risposte osservate in qualche parte del sistema.

La sequenza dei controlli può essere riassunta come segue. Un controllo atmosferico fa incominciare la sequenza stagionale. Le condizioni durante l'autunno e l'inverno determinano le condizioni iniziali per la circolazione e ciò ha un impatto sui processi biologici durante la primavera e l'estate successiva, per esempio la ripulitura (flushing) e la stratificazione. Nel caso di una grande piena che crea un'alterazione al livello dell'azoto, il primo controllo interno è la distribuzione dei nuovi nutrienti tra le acque del largo e il sistema costiero. Il secondo controllo riguarda la distribuzione di azoto organico (PON), prodotto nella zona costiera, tra l'esportazione, il benthos costiero oppure la ricaduta attraverso il fronte verso le acque del largo. Un terzo controllo contemporaneo nella zona costiera è la divisione, tra l'export e la denitrificazione, della quantità di azoto inutilizzato. Nelle acque del largo, controlli paralleli ci permettono di definire il destino dell'azoto organico (PON) fra la sua rigenerazione nello strato superficiale, o il suo intrappolamento nel picnoclino, o la sua deposizione all'interfaccia con il fondo dove viene seppellito, denitrificato oppure rigenerato.

Un controllo importante per il percorso del carbonio è dato dalla ripartizione del carbonio organico prodotto dalla fotosintesi (POC) tra il necton, il benthos e il loop microbico. Il funzionamento del sistema dipende criticamente da questo controllo. La comparsa di aggregati mucillagginosi è un esempio eccellente di una grande riorganizzazione dell'utilizzo del carbonio nel sistema pelagico. Tuttavia, questa risposta anomala sembra essere piuttosto dipendente da una specifica sequenza di condizioni per cui la probabilità di comparsa di mucillaggini viene aumentata dalle attività antropiche. Il benthos dell'Alto Adriatico ha subito almeno due grandi episodi di degrado: il primo con la perdita di macroalghe, della loro produttività primaria, e degli habitat a loro associati, il secondo con la conseguente sostituzione di comunità di epifauna con specie di infauna. Mentre queste degradazioni sono connesse con i problemi dell'eutrofizzazione e dello strascico, queste non sono prive di una ripercussione sul sistema pelagico. La perdita di habitat ha influenzato i processi di reclutamento sia delle comunità bentoniche sia di quelle pelagiche; e l'accumulo di carbonio è stato spostato dalla biomassa macrobentonica, fatta di specie di alto valore commerciale, verso, forse, un accumulo seppellito nei sedimenti. Questo cambiamento ha conseguenze pluriennali sulla stabilità delle popolazioni e sulla respirazione bentonica. In maniera simile, la perdita di habitat dove i giovanili si concentrano (nursery) ha un impatto sul reclutamento di pesci pelagici come l'acciuga. Il fatto che siano zone di forte interazione tra fattori biotici e abitotici rende le aree costiere di concentrazione di giovanili meno capaci di sopportare alterazioni. Un altro punto di interazione è l'intensità della pesca che tende a ridurre la taglia media e l'età media della popolazione adulta di pesci, rendendola meno capace di recuperare in caso di scarso reclutamento. Questa situazione, comune anche ad altri luoghi costieri, esiste in alto Adriatico e contribuisce alla vulnerabilità delle popolazioni ittiche.

Benché l'alto Adriatico sia un sistema costiero unico, i suoi problemi non sono unici. Come altri ecosistemi ricchi di risorse e vulnerabili, ha un urgente bisogno di una migliore comprensione e di rivedere i suoi problemi. La priorità generale emergente, quindi, è di un miglioramento delle metodiche per quantificare *in situ* i cambiamenti nell'ecosistema, per quantificare i collegamenti con le attività antropiche, e per sviluppare strategie di recupero e di mantenimento. I ricercatori dovranno ristrutturare gli obiettivi della ricerca al fine di generare sia un nuovo output scientifico più compatibile con le necessità socio-economiche, sia una più ampia prospettiva di ricerca, che comprenda maggiormente le interazioni fra le risposte comportamentali del sistema vivente e la variabilità ambientale.

Acknowledgements

I would like to thank Antonio Artegiani for inviting me to speak about the challenges of research in the Northern Adriatic and for his, and the faculty of IRPeM, for their translation of the summary and figure captions; and my thanks to Giulio Relini for his continued support for the talk and with its written version. I would like to thank Lynn Padgett for the editing assistance. The author gratefully thanks the Marine Earth and Atmospheric Sciences of North Carolina State University for its

administrative support and the US and International funding agencies that have provided research support: U.S. (NSF, ONR) and International (NATO/SACLANT, EU/ Environment, CNR/Italy). Additionally, I would like to enthusiastically thank all my colleagues for their inspirational discussions and their written works on the science of the Adriatic.

References

ALDREDGE A.L., CROCKER K.M. (1995) – Why do sinking mucilage aggregates accumulate in the water column? In: *Marine mucilages (special issue). Sci. Total Environ.,* **156**: 15-22.

ALDREDGE A.L. (1999) – The potential role of particulate diatom exudates in forming nuisance mucilaginous scums. *Ann. Ist. Super. Sanità*, **35** (3): 397-400.

ARTEGIANI A. (1983) - Fossa occidentale di Pomo: le condizioni idrologiche nell'inverno del 1981. *Atti 5° Congresso AIOL*: 145-153.

ARTEGIANI A., SALUSTI E. (1988) - Field observation of the flow of dense water on the bottom of the Adriatic Sea during the winter of 1981. *Oceanol. Acta* 10 (4): 387-391.

ARTEGIANI A., BREGANT D., PASCHINI E., PINARDI N., RAICICH F., RUSSO A. (1997a) - The Adriatic Sea general circulation, Part I. Air-sea interactions and water mass structure. *J. Phis. Oceanogr.,* **27**: 1492-1514.

ARTEGIANI A., BREGANT D., PASCHINI E., PINARDI N., RAICICH F., RUSSO A. (1997b) - The Adriatic Sea general circulation, Part II. Baroclinic circulation structure. *J. Phis. Oceanogr.,* **27**: 1515-1532.

ARTEGIANI A., PARIANTE R., PASCHINI E., RUSSO A., TOTTI C. (1999) – Seasonal evolution of the physical water properties observed from the Senigallia Transect. In: Hopkins, T.S., Artegiani A., Cauwet G., Degobbis D., Malej A. (eds), *The Adriatic Sea*, Ecosystem Research Report No. 32, 1999, EUR 18834, European Commission, Brussels: 59-70.

ARTEGIANI A., AZZOLINI R., SALUSTI E. (1989). On the dense water in the Adriatic Sea. *Oceanol. Acta,* **12** (2): 151-160.

AZAM F., FONDA UMANI S., FUNARI E. (1999) – Significance of bacteria in the mucilage phenomenon in the Northern Adriatic Sea. *Ann. Ist. Super. Sanità*, **35** (3): 411-419.

AZAM F. (1998). - Microbial Control of Oceanic Carbon Flux: The Plot Thickens. *Science*, **280**: 694-696.

BANZON P., HOPKINS T.S. (1999) – Sediment oxygen consumption rates in the Northern Adriatic Sea (1993-1994): a comparison with oxygen consumption rates in the bottom layer. In: Hopkins, T.S., Artegiani A., Cauwet G., Degobbis D., Malej A. (eds), *The Adriatic Sea*, Ecosystem Research Report No. 32, 1999, EUR 18834, European Commission, Brussels: 569-594.

BENOVIC' A., FONDA-UMANI S., MALEJ A., SPECCHI M. (1984) – Net-zooplankton biomass of the Adriatic Sea. *Mar. Biol.,* **79**: 209-218.

BERTALANFFY L. von (1968) - *General Systems Theory*. George Braziller, New York: 295 pp.

BOMBACE G. (1993) – Ecological and Fishing Features of the Adriatic Sea. In: Sherman K., Alexander L.M., Gold B.D. (eds), *Large Marine ecosystems, Stress, Mitigation and Sustainability,* AAAS Press: 119-136.

BORUM J. (1996) – Shallow waters and land/sea boundaries. In: Jorgensen B.B., Richardson K. (eds), *Eutrophication in coastal marine ecosystems.* Am. Geophys. Union, Washington DC: 179-203.

BRIGHT C. (2000) - Anticipating Environmental "Surprise". In: Brown L.R., Flavin C., French H. (eds), *The State of the World 2000.* Norton, New York: 22-38.

BROWN L.R., RENNER M., HALWEIL B. (1999) – *Vital Signs 1999, the environmental trends that are shaping our future.* W.W. Norton, New York: 251 pp.

CINGOLANI N., GIANNETTI G., ARNERI E. (1996) – Anchovy fisheries in the Adriatic Sea. *Sci. Mar.,* **60** (Suppl. 2): 269-277.

CINGOLANI N., ARNERI E., GIANNETTI G., SANTOJANNI A., BELARDINELLI A. (1998) – Valutazione degli stock di alici e sardine in Adriatico con metodi di dinamica di popolazione. *Biol. Mar Medit.,* **5** (3): 321-330.

CLOERN J.E. (2001) - Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **210**: 223-253.

CODISPOTI L.A., BRANDES A., CHRISTENSEN J.P., DEVOL A.H., NAQVI S.W.A., PAERL H.W., YOSHINARI T. (2001) – The oceanic fixed nitrogen and nitrous oxide budgets: Moving targets as we enter the anthropocene? *Sci. Mar.,* **65** (Suppl. 2): 85-105.

CONWAY D.V.P., COOMBS S.H., SIMTH C. (1998) – Feeding of anchovy *Engraulis encrasiocolus* larvae in the Northwestern Adriatic Sea in response to changing hydrobiological condtions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **175**: 35-49.

COOMBS S., GIOVANARDI O., CONWAY D., MANZUETO L., HALLDAY N., BARRETT C. (1997) - *Acta Adriat.,* **38** (1): 33-47.

COSTANZA R., ARGE R.D., DEGROOT R., FARBER S., GRASSO M., HANNON B., LIMBURG K., NAEEM S., O'NEILL R.V., PARUELO J., RASKIN R.G., SUTTON P., VAN DEN BELT M. (1997) - The value of the world' s ecosystem services and natural capital. *Nature*, **387**: 253-260.

DALY H.E. (1991) – *Steady-State Economics*, Island Press, Wash. D.C.: 297 pp.

DEGOBBIS D., GILMARTIN M., REVELANTE N. (1986) – An annotated nitrogen budget calculation for the Northern Adriatic Sea. *Marine Chemistry,* **20**: 159-177.

DEGOBBIS D., MALEJ A., FONDA UMANI S. (1999) – The mucilage phenomenon in the Northern Adriatic Sea. A critical review of the present scientific hypotheses. *Ann. Ist. Super. Sanità*, **35** (3): 373-381.

DEGOBBIS D., GILMARTIN M. (1990) - Nitrogen, phosphorus and biogenic silicon budgets for the northern Adriatic Sea. *Oceanol. Acta,* **13** (1): 31-45.

FAGANELI J., PEZIDIC J., GORELEC B., MISIC M., NAJDEK M. (1994) - The origin of sedimentary organic matter in the Adriatic. *Cont. Shelf Res.,* **14** (4): 365-384.

FEDRA K., OLSCHER E., SCHENUBEL C., STACHOWITSCH M., WURZIAN R. (1976) - On the ecology of a North Adriatic benthic community: distribution, standing crop and composition of the macorbenthos. *Mar. Bio.,* **38**: 129-145.

FUNARI E., AZAM F., FONDA UMANI S., PAGNOTTA R. (1999) - State of the art and new scientific hypotheses on the phenomenon of mucilages in the Adriatic Sea. *Ann. Ist. Super. Sanità*, **35** (3): 353-426.

GACIC, M., ARTEGIANI A., PASCHINI E., RUSSO A., SCARAZZATO P. (1999) - Long-term changes of oceanographic conditions in the northern Adriatic. In: Hopkins T.S., Artegiani A., Cauwet G., Degobbis D., Malej A. (eds), *The Adriatic Sea,* Ecosystem Research Report No. 32, 1999, EUR 18834, European Commission, Brussels: 25-38.

GIANI M., AKBERUGHUM L., BACCI C., BOLDRIN A., PUDDU A., RABITTI S. (1999) – A preliminary approach to carbon cycling in the Northern Adriatic. In: Hopkins T.S., Artegiani A., Cauwet G., Degobbis D., Malej A. (eds), *The Adriatic Sea*, Ecosystem Research Report No. 32, 1999, EUR 18834, European Commission, Brussels: 479-498.

GILMARTIN M., REVELANTE N. (1995) - The relative increase of larger phytoplankton in a subsurface chlorophyll maximum of the Northern Adriatic Sea. *J. Plankton Res.,* **17** (7): 1535-1562.

GIORDANI P., HAMMOND D.E., BERELSON W.M., MONTANARI G., POLETTI R., MILANDRI A., FRIGNANI M., LANGONE L., RAVAIOLI M., ROVATTI G., RABBI E. (1992) - Benthic fluxes and nutrient budgets for the sediments in the Northern Adriatic Sea: burial and recycling efficiencies. *Science of the Total Environment*, Suppl.: 251–275.

GORDRON M., FORMAN R.T.T. (1983) – Landscape Modification and Changing Ecological Characteristics. In: *Disturbance and Ecosystems, Components of Response.* Ecological Studies 44, Springer-Verlag, Berlin: 292 pp.

HAMBRIGHT D.K., ZOHARY T. (2000) – Phytoplankton species diversity control through competitive exclusion and physical disturbances. *Limnol. Oceanogr.* **45** (1): 110-122.

HAMILTON T.F., HEILMANN J.P., FOWLER S.W., MIQUEL J.C. (1999) – Spatial variations of particle scavenging rates within the Middle and Northern Adriatic Sea: use of U-Th disequilibria. In: Hopkins T.S., A. Artegiani, G. Cauwet, D. Degobbis, A. Malij (eds), *The Adriatic Sea* , Ecosystem Research Report No. 32, 1999, EUR 18834, European Commission, Brussels: 525-536.

HARDING JR. L.W., DEGOBBIS D., PRECALI R. (1999) - Production and Fate of Phytoplankton: Annual Cycles and Interannual Variability. In: Malone T.C., Malej A., Harding Jr. L.W., Smodlaka N., Turner R.E. (eds), *Ecosystems at the Land-Sea Margin, Drainage Basin to Coastal Sea*. AGU, Wash.DC: 131-172.

HAWKEN P., LOVINS A., LOVINS L.H. (1999) - *Natural Capitalism: Creating the Next Industrial Revolution*. Little, Brown & Co., Boston.

HEILMANN J., RICHARDSON K. (1999) - The cell-size structure of the phytoplankton community related to hydrographic and chemical properties of the Northern Adriatic Sea. In: Hopkins T.S., Artegiani A., Cauwet G., Degobbis D., Malej A. (eds), *The Adriatic Sea*, Ecosystem Research Report No. 32, 1999, EUR 18834, European Commission, Brussels: 331-339.

HEILMANN J., RICHARDSON K. (1999) - Distribution and activity of the phytoplankton of the northern Adriatic Sea. In: Hopkins, T.S., Artegiani A., Cauwet G., Degobbis D., Malej A. (eds), *The Adriatic Sea*, Ecosystem Research Report No. 32, 1999, EUR 18834, European Commission, Brussels.

HENDERSHOTT M.C., RIZZOLI P. (1976) – The winter circulation of the Adriatic Sea. *Deep-Sea Res.*, **23**: 353-370.

HERNDL G.J., ARRIETA J.M., STODEREGGER K. (1999) – Interaction between specific hydrological and microbial activity leading to extensive mucilage formation in the northern Adriatic Sea. *Ann. Ist. Super. Sanità*, **35** (3): 405-409.

HOPKINS T.S. (1978) - Physical Processes in Mediterranean Basins. In: B. Kjerfve (ed), *Estuarine Transport Processes*, The Belle W. Baruch Library in Marine Science, Number 7, Univ. South Carolina Press, Columbia, South Carolina: 269-310.

HOPKINS T.S. (1996) - A note on the geostrophic velocity field referenced to a point. *Cont. Shelf Res.*, **16** (12): 1621-1630.

HOPKINS T.S. (1999a) - Physical control of the eutrophic response in the Northern Adriatic, illustrated by a nitrogen budget from ELNA data. *Ann. Ist. Super. Sanità*, **35** (3): 355-363.

HOPKINS T.S. (2001) – Thermohaline feedback loops and Natural Capital. *Sci. Mar.,* **65** (Suppl. 2): 231-256.

HOPKINS T.S., ARTEGIANI A., CAUWET G., DEGOBBIS D., MALEJ A. (eds) (1999a) - *The Adriatic Sea*, Ecosystem Research Report No. 32, 1999, EUR 18834, European Commission, Brussels: 632 pp.

HOPKINS T.S., ARTEGIANI A., BIGNAMI F., RUSSO A. (1999b) - Water-mass modification in the Northern Adriatic, a preliminary assessment from the ELNA data set. In: Hopkins T.S., Artegiani A., Cauwet G., Degobbis D., Malej A. (eds), *The Adriatic Sea*, Ecosystem Research Report No. 32, 1999, EUR 18834, European Commission, Brussels: 3-24.

HOPKINS T.S., ARTEGIANI A., KINDER A., PARIENTE R. (1999c) - A discussion of the Northern Adriatic circulation and flushing as determined from the ELNA hydrography. In: Hopkins T.S., Artegiani A., Cauwet G., Degobbis D., Malej A. (eds), *The Adriatic Sea*, Ecosystem Research Report No. 32, 1999, EUR 18834, European Commission, Brussels: 85-107.

HUGHS T. (1994) – Catastrophes, Phase Shifts, and Large-Scale Degradation of a Caribbean Coral Reef. *Science,* **265**: 1547-1551.

JACKSON J.B. (2001) – What was natural in the coastal oceans? *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A..,* **98**: S23-S32.

JEFFERS J.N.R. (1978) - *An Introduction to System Analysis: With Ecology Applications.* E. Arnold, London.

JORGENSEN B.B. (1996) - Material flux in the sediment. In: Jorgensen B.B., Richardson K. (eds), Eutrophication in coastal marine ecosystems. *Am. Geophys. Union.* Washing D.C.: 115-135.

KAUFFMAN S. (1995) – *At Home in the Universe. The search for Laws of Self-Organization and Complexity*. Viking: 321 pp.

KOURAFALOU V. (1999) – A 3-D model of the Po River plume. In: Hopkins T.S., Artegiani A., Cauwet G., Degobbis D., Malej A. (eds), *The Adriatic Sea*, Ecosystem Research Report

No. 32, 1999, EUR 18834, European Commission, Brussels: 157-172.
KRASAKOPOULOU E., SOUVERMEZOGLOU K. (1999) - Variability of total suspended matter, particulate carbon and nitrogen in the surface and bottom layers of the Northern Adriatic Sea. In: Hopkins T.S., Artegiani A., Cauwet G., Degobbis D., Malej A. (eds), *The Adriatic Sea*, Ecosystem Research Report No. 32, 1999, EUR 18834, European Commission, Brussels: 331-339.
LEPPARD G.G. (1999) – Structure/function/activity relationships in marine snow. Current understanding and suggested research thrusts. *Ann. Ist. Super. Sanità*, **35** (3): 389-395.
LIPZER M., COZZI S., CATALANO G., FALCONI C. (1999) - Seasonal fluctuations of DIN/DIP and DON/DOP ratio in the Northern Adriatic Sea. *Ann. Ist. Super. Sanita'*, **35** (3): 383-388.
LOVELOCK J. (1979) - *Gaia*, Oxford Univ. Press, Oxford.
MALONE T.C., CONLEY D.J., FISHER T.R., GILBERT P.M., HARDING L.W., SELLNER K.G. (1996) - Scales of nutrient-limited phytoplankton productivity in Chesapeake Bay. *Estuaries,* **19**: 371-385.
MALEJ A., HARRIS R.P. (1993) - Inhibitions of copepod grazing by diatom exudates: a factor in the development of mucus aggregates? *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **96**: 33-42.
MARCHETTI R. (1992) – The problems of the Emilia Romagna coastal waters: facts and interpretations. In: Vollenweider R.A., Marchetti R., Viviani R. (eds), Marine Coastal Eutrophication. *Science of the Total Environment*, Elsevier Science Publ. (Suppl.): 21-33.
MATSUURA Y. (1999) – Large-scale fluctuations of small pelagic fish populations and climate change: a review. *Bull. Tohoku Natl. Fish. Res. Inst.,* **62**: 195-205.
MCGINN P. (1999) – Charting A New Course For Oceans. In: W.W. Norton & Co. (eds), *State of the World 1999, a Worldwatch Institute Report on Progress Toward a Sustainable Society.*, New York: 78-95.
MEYERS N. (1995) – Environmental Unknowns. *Science,* **269**: 358-360.
MIQUEL J.C., FOWLER S.W., HAMILTON T.F., HEILMANN J.P., LA ROSA J., CARROLL M. (1999) – Carbon fluxes and export in the Northern and Middle Adriatic Sea measured with drifting sediment traps. In: Hopkins T.S., Artegiani A., Cauwet G., Degobbis D., Malej A. (eds), *The Adriatic Sea*, Ecosystem Research Report No. 32, 1999, EUR 18834, European Commission, Brussels: 509-524.
MYKLESTAD S.M. (1999) – Phytoplankton extracellular production and leakage with considerations on the polysaccharide accumulation. *Ann. Ist. Super. Sanità*, **35** (3): 401-404.
NEWELL R.K.E., OTT J.A. (1999) - Macrobenthic Communities and Eutrophication. In: Malone T.C., Malej A., Harding Jr. L.W., Smodlaka N., Turner R.E. (eds), *Ecosystems at the Land-Sea Margin, Drainage Basin to Coastal Sea*. Amer. Geophys. Union, Wash. DC: 265-293.
NIXON S.W. (1992) – Quantifying the relationship between nitrogen input and the productivity of marine ecosystems. In: Takahashi M. Nakata K., Parsons T.R. (eds), *Proceedings of Advanced Marine Technology Conference,* Tokyo, **5**: 57-83.
ODUM H.T. (1983) - *Systems Ecology: An Introduction*. Wiley-Interscience, N.Y.
ORLIC' M., KUZMIC' M., PASARIC' Z. (1994) – Response of the Adriatic Sea to the Bora and Sirocco forcing. *Cont. Shelf Res.,* **14**: 91-116.
PAGNOTTA R., PETTINE M., PUDDU A. (1999) – General features of the Adriatic Sea: the key role of carbon cycling. *Ann. Ist. Super. Sanità*, **35** (3): 365-372.
PAGNOTTA R., CAGGIATI G., PIAZZA D., FERRRARI F. (1995) - Il controllo della qualita delle acque superficiali del bacino padano. *Inquinamento,* **4**: 8-14.
PRIGOGINE I., STENGER I. (1984) – *Order out of Chaos*, Bantam, New York.
PUSKARIC' S., FOWLER S.W., MIQUEL J. (1992) – Temporal changes in particulate flux in the Northern Adriatic. *Estuar. Coast. Shelf Sci.,* **35**: 267-287.
RINALDI A., MONTANARI G., RERRARI C.R., GHETTI A., VOLLENWEIDER A.R. (1997) - Evoluzione dello stato trofico nelle acque costiere Emiliano-Romagnole nel periodo 1982-1994, regione Emilia-romagna,Assessorato Ambiente e Defesa del Suolo, bologna, Studi e Documentazioni.

RUSSO A., BASTIANINI M., RABITTI S. (2001) - Alcuni effetti delle recenti variazioni climatiche sulle caratteristiche oceanografiche delle acque nordadriatiche. *Libro degli Abstract del 32° Congresso S.I.B.M., Numana, 4-9 giugno 2001*: 23 p.

SANTOJANNI A., ARNERI E., BELARDINELLI A., CINGOLANI G.N., GIANNETTI G. (1999) – Fluctuations of biomass of sardines (*Sardina pilchardus, Walb.)* in the Adriatic Sea. *Att. Assoc. Ital. Oceanol. Limnol.,* **13** (1): 11-20.

SEAGLE S.W., PAGNOTTA R., CROSS F.A. (1999) – The Chesapeake Bay and Northern Adriatic Sea Drainage Basins: Land-Cover and Nutrient Export. In: Malone T.C., Malej A., Harding Jr. L.W., Smodlaka N., Turner R.E. (eds), *Ecosystems at the Land-Sea Margin, Drainage Basin to Coastal Sea*. AGU, Wash. DC: 7-27.

SELLNER K.G., FONDA-UMANI S. (1999) – Dinoflagellate Blooms and Mucilage Production. In: Malone T.C., Malej A., Harding Jr. L.W., Smodlaka N., Turner R.E. (eds), *Ecosystems at the Land-Sea Margin, Drainage Basin to Coastal Sea*. AGU, Wash. DC: 173-206.

SIEGEL D.A. (1998) – Resource competition in a discrete environment: Why are plankton distributions paradoxical? *Limnol. Oceanogr.,* **43** (6): 1133-1146.

SMODLAKA N., MALONE T.C., MALEJ A., HARDING L.W. JR. (1999) – Introduction. In: Malone T.C., Malej A., Harding Jr. L.W., Smodlaka N., Turner R.E. (eds), *Ecosystems at the Land-Sea Margin, Drainage Basin to Coastal Sea*. AGU, Wash. DC: 1-6.

SOURVERMEZOGLOU E., KRASAKOPOULOU E., BATTILOTTI M. (1999) - Variation of nutrients and nutrient ratios in the bottom layer of the Northern Adriatic Sea. In: Hopkins T.S., Artegiani A., Cauwet G., Degobbis D., Malej A. (eds), *The Adriatic Sea*, Ecosystem Research Report No. 32, 1999, EUR 18834, European Commission, Brussels: 179-188.

TAHEY T.M., DUINEVELD A.C.A., DE WILDE P.A.W.J., BERGHUIS E.M., KOK A. (1996) - Sediment O_2 demand, density and biomass of the benthos and phytopigments along the Northern Adriatic coast: the extent of Po enrichment. *Oceanol. Acta,* **19** (2): 117-130.

TOTTI C., GHETTI A., PARIANTE R., HOPKINS T.S. (1999) – biological coherence in the Western Adriatic Coastal Current: phytoplankton assemblages. In: Hopkins T.S., Artegiani A., Cauwet G., Degobbis D., Malej A. (eds), *The Adriatic Sea*, Ecosystem Research Report No. 32, 1999, EUR 18834, European Commission, Brussels: 385-402.

VICHI M., ZAVATARELLI M., PINARDI N. (1998) – Seasonal modulation of microbially mediated carbon fluxes in the northern Adriatic Sea – a model study. *Fish. Oceanogr.,* **7** (3/4): 182-190.

VITOUSEK P.M., MOONEY H.A., LUBCHENCO J., MELILLO J.M. (1997) - Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, **277**: 494-499.

ZANGALIA A., HEILMANN J.P., TOTTI C., TRAMONTANO M.A. (1999) – Comparison of phytoplankton biomass and growth rates between a summer and a fall cruise during 1994 in the Northern Adriatic Sea. In: Hopkins T.S., Artegiani A., Cauwet G., Degobbis D., Malej A. (eds), *The Adriatic Sea* , Ecosystem Research Report No. 32, 1999, EUR 18834, European Commission, Brussels: 363-370.

ZAVODNIK N. (1977) – Long term changes of marine vegetation near Rovinj (North Adriatic). *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.,* **24**: 181-182.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 48-70

G. Bombace

Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima, C.N.R.,
Largo Fiera della Pesca – 60100 Ancona, Italia.

RIFLESSIONI SU PESCA, BIODIVERSITÁ ED AREE MARINE PROTETTE (*)

REMARKS ON THE FISHING, BIODIVERSITY AND MARINE PROTECTED AREAS

Abstract

In the present paper some considerations are given about the Fishing features of the Adriatic Sea, the Fishery Statistics, the italian research on demersal resources, the relationship betweeen catches, biodiversity and marine protected areas.

Adriatic Sea

The Adriatic Sea (North and Central) is characterized by the dominance of small pelagic species (57.3% of the italian total landings), bivalves (40.6%) and striped venus or common baby clam (92.6%). The Adriatic is the most productive of the italian basins (41.7% of the total landings).

Fishery Statistics

It is necessary to reform the fishery italian statistics. Given the many landing points along the italian coasts and the large number of species caught, for the evaluation of fishing landings and the stock assessment (catch/effort etc.), it is necessary to proceed from a statistic by census to a sampling statistic. This reform should concern all countries of the Mediterranean Sea.

Demersal Resources

The exploitation level of the mediterranean demersal resources is very high, even if differently distributed in the areas interested by trawl-survey researches. Moreover the climatic and meteorological events can affect marine resources already over or fully exploited.

Fishing and Biodiversity

High fishing pressure reduces the specific biodiversity. The decrease of Selaciens is worrying. Moreover overfishing affects the genetic biodiversity as the more heterozigote adult classes are increasingly impoverished.

Marine Protected Areas

An additional way developped by Fishery Science to reduce the fishing effort and mitigate the overfishing, is to protect strategic shares of stock and habitats.

In this way the ecosystem can maintain acceptable conditions of biodiversity and protect a minimum of spawners and juveniles. Therefore, more and more it is important to promote the creation of marine protected areas (sensitive biotopes, small gulfs and bays, coralligenous habitat, nursersery areas etc.), by means artificial reefs too.

Key-words: *Adriatic features, fishery statistics, biodiversity, protected areas.*

Introduzione

È giunto il momento che la Scienza della pesca si ponga il problema delle conseguenze del sovrasfruttamento delle risorse, non solo in termini di riduzione di biomassa disponibile, ma anche di riduzione della biodiversità dell'insieme multispecifico su cui il prelievo si esercita, di incidenza sulla biodiversità genetica a livello di individui e di stocks e si chieda quali iniziative è opportuno proporre per ridurre gli inconvenienti lamentati.

(*) Relazione introduttiva al tema PESCA.

Fisionomia di pesca

Prima di passare a considerazioni di carattere generale, consentitemi una breve scheda sulla fisionomia di pesca dell'Adriatico.

La fisionomia di pesca di un bacino è l'insieme degli aspetti ecologico-alieutici desumibili dalla tipologia quali-quantitativa delle catture (specie o gruppi di specie) e dai mestieri di pesca che quelle catture hanno determinato.

Basta osservare delle tabelle statistiche sulle catture e sulle catture per mestiere, per bacino, per accorgersi che specie o gruppi di specie sono rappresentate in modo qualitativamente e quantitativamente diverso da un bacino all'altro. Conoscendo la valenza ecologica di quelle specie o gruppi di specie (habitat, migrazioni, etologia ecc.) si può risalire alla fisionomia ambientale ed alieutica e si può capire perché in un dato bacino si siano storicamente sviluppati alcuni mestieri di pesca anziché altri.

La fisionomia di pesca è quindi figlia della fisionomia ambientale, la quale a sua volta è determinata dall'insieme dei fattori biotici ed abiotici e dai processi biogeochimici che costituiscono l'ambiente. Così, se si osservano le catture adriatiche (Tab. 1), media dati ISTAT 1982–1998, in rapporto alle produzioni italiane (=100) per i diversi gruppi di specie, si può constatare come il 71,1% dei piccoli pelagici (Sardine, Acciughe, Spratti ecc.) provenga dall'Adriatico (il 57,3% dall'Alto e Medio Adriatico), il 54% dei Molluschi ed in particolare quasi il 95% di vongole provengano sempre dalla

Tab. 1 - Catture e contributo dell'Adriatico alla produzione totale italiana (media 1982 - 1998).
Catches and contribution of the Adriatic Sea to the Italian total production (average 1982 - 1998).

GRUPPI DI SPECIE	ADRIATICO		ADR. SETT. E CENTR.		ITALIA	
	tonn.	%	tonn.	%	tonn.	%
PICCOLI PELAGICI	57.375	71,1	46.243	57,3	80.726	100.0
SPECIE DEMERSALI	64.388	40,1	45.561	28,4	160.434	100.0
MOLLUSCHI (*)	38.545	54,0	28.955	40,6	71.390	100.0
VONGOLE	27.769	94,9	27.108	92,6	29.263	100.0
CROSTACEI	8.515	32,4	6.389	24,3	26.309	100.0
TUTTI I GRUPPI DI SPECIE	197.225	53,2	154.627	41,7	370.830	100.0

(*) Vongole escluse
Fonte: Dati Istat

pesca adriatica, mentre da questo bacino proviene il 40,1% delle specie demersali ed il 32,4% di Crostacei. Volgarizzando si potrebbe dire che la fisionomia di pesca dell'Adriatico è data dalla dominanza di pesce azzurro (71,1%) e di Molluschi (54%) e specialmente di vongole *(Chamelea gallina)* per quasi il 95%, la cui presenza, distribuzione e dominanza costituisce bionomicamente una *facies* della biocenosi delle sabbie

fini superficiali. In Adriatico questa *facies* che va da qualche metro, fino all'isobata di 10-13 m copre una vasta area dell'Infralitorale, dato il debole declino dei fondali. Procedendo verso il largo, man mano che i sedimenti sabbiosi si permeano di fanghi terrigeni, subentrano altre comunità di Molluschi economicamente apprezzabili (quindi stock sfruttabili) quali *Tapes aureus, Nassarius mutabilis* (bombolino), *Aporrhais pespelecani* (crocetta) ecc. Ma, non bisogna dimenticare i banchi di bivalvi del largo, specie dell'Alto Adriatico, quali quelli di *Pecten jacobaeus* (capasanta), di Pettinidi diversi (*Clamys* spp.*)* e di Veneridi quale *Callista chione* (fasolara) e *Venus verrucosa* (noce di mare) che sui fondi costituiti dalle "sabbie residuali" (sabbioni fossili consolidati) e sulle cosiddette "trezze" (le antiche linee di riva dell'Alto Adriatico) e parzialmente in Medio Adriatico, trovano il loro habitat ideale. Ma vanno citati come importanza economica i filtratori sessili asifonati quali i mitili (*Mitylus galloprovincialis)* e le due specie di ostriche (*Ostrea edulis* e *Crassostrea gigas)* che, una volta fissatesi al substrato, hanno a disposizione una ricchezza di particellato organico (vera e propria produzione paraprimaria) quale non esiste in nessun altro bacino e che consente a questi animali un accrescimento rapido (malgrado la stasi invernale) e consistenza a livello di stock. Il solo fattore edafico infatti, non basterebbe da solo a spiegare la ricchezza dei banchi di bivalvi dell'Adriatico, se non si considerasse la quantità di particellato organico in sospensione che dalla costa (apporti fluviali) viene disperso verso il largo e dall'alto della colonna d'acqua cade sui fondali dove vivono queste comunità beneficiarie di questa pioggia trofica.

Lo stesso dicasi per i banchi dei piccoli pelagici (Sardine, Acciughe, Spratti, ma anche Sgombri, Suri ecc.). È la ricchezza di fito e zooplancton delle acque adriatiche che consente la consistenza di questi stocks. Ma questo non impedisce il sovrasfruttamento (come per le vongole ad es.) od il collasso di risorse (anche per altri motivi) come è accaduto per lo stock di Alici dell'Alto e Medio Adriatico alla fine degli anni '80 e da cui lo stock non si è ancora pienamente ripreso. Se infine osserviamo le catture italiane per mestiere di pesca (Tab. 2), ricaviamo ulteriori informazioni e conferme circa la fisionomia di pesca (ed ecologica) dell'Adriatico. In questo caso i dati non sono quelli di provenienza ISTAT, ma quelli del VI Piano Triennale della Pesca e dell'Acquacoltura 2000-2002 (Osservatorio Economico IREPA).

Si può rilevare quanto segue:

1 – mestieri come la " volante" o le "draghe idrauliche" (vongolare ad es.) si usano solo o prevalentemente in Adriatico e particolarmente in Alto e Medio Adriatico. Questi mestieri sono connessi, il primo con la pesca dei piccoli pelagici ed i secondi (draghe idrauliche) con la pesca dei bivalvi fossori tipo vongole, longoni, ecc. e con la natura ed estensione dei fondi mobili adriatici.

2 – Le catture da strascico sono le maggiori in assoluto rispetto a quelle di altri litorali e ciò richiama l'attenzione sull'estensione della platea continentale e sulle condizioni di accessibilità alle risorse in Alto e Medio Adriatico.

3 – Infine, la produzione totale adriatica è di tonn. 252.307 contro il totale nazionale che è di tonn. 465.255. In sostanza la produzione adriatica è il 54,2% di quella nazionale e l'Alto e Medio Adriatico contribuiscono a quella totale Adriatica con poco più del 50% (tonn. 133.424 su tonn. 252.307).

4 – Per quanto riguarda la produzione ittica nazionale, per l'ultimo anno di dati ufficialmente disponibili, cioè il 1998, risultano due dati molto difformi. Per l'ISTAT (Statist. pesca, caccia e zootecnia, boll. n. 94), organo ufficiale delle statistiche italiane, la produzione della pesca italiana ammonta a tonn. 291.627, per l'Osservatorio Economico della Pesca dell'IREPA che ha fornito parte dei dati per

Tab. 2 - Catture per sistemi di pesca e per litorale (Regioni accorpate, 1998).
Catches by fishing gears and coastal areas (administrative regions unified, 1998).

LITORALE	Ligure		Tirreno		Sardegna		Sicilia		Adriatico		TOTALE	
	tonn.	%	tonn.	%	tonn.	%	tonn.	%	tonn.	%	tonn.	%
Strascico	901	0.7	12652	10.3	1926	1.6	27411	22.3	80263	65.2	123153	100
Volante	-	-	-	-	-	-	-	-	45792	100.0	45792	100
Circuizione	2389	4.5	15903	30.2	-	-	15908	30.2	18472	35.1	52672	100
Draghe	-	-	496	1.9	-	-	-	-	25510	98.1	26006	100
Picc. Pesca	2744	2.7	22273	22.2	7081	7.0	33666	33.5	34707	34.5	100471	100
Polivalenti	853	0.7	11361	9.7	11288	9.6	46096	39.3	47563	40.6	117161	100
TOTALE	6887	1.5	62685	13.5	20295	4.4	123081	26.5	252307	54.2	465255	100

N.B. Elaborazione da dati della Tab.1.6.1 del VI PIANO TRIENNALE DELLA PESCA – Osservatorio Econ. IREPA. Suppl. Ordin. alla G.U. n.174 del 27 Luglio 2000. Serie generale

costruire il VI Piano Triennale della Pesca e dell'Acquacoltura, la produzione italiana per lo stesso anno ammonta a tonn. 465.255, con uno scarto tra i due dati che è di tonn. 173.630. Non è ammissibile che il nostro Paese che risulta tra i più avanzati del mondo, che sta nel G8, si presenti ufficialmente con due dati ufficiali difformi. Ora, mentre l'ISTAT spiega in premessa come ha raccolto i dati, l'IREPA fornisce delle tabelle, ma nulla ci dice sulla metodologia adoperata, sul sistema di raccolta e di elaborazione dei dati medesimi. Avremmo molto apprezzato una nota metodologica inserita nel VI Piano Triennale della Pesca, anche perché, "a naso" riteniamo che possa essere più congruo il dato fornito dall'IREPA. È chiaro che con le statistiche della pesca non è più lecito continuare come per il passato. Ma riprenderemo questo argomento più avanti.

Pesca e approcci di monitoraggio delle risorse

Le catture, per quanto riguarda il Mediterraneo, vengono effettuate mediante reti ed attrezzi eterogenei, da natanti di diversa potenza e stazza e con tempi diversi per le operazioni di pesca.

Le risorse pescate, specie quelle demersali, sono costituite da "insiemi" multispecifici che rendono estremamente complesse e difficili le analisi di valutazione del loro stato ma, ancora più difficili le indicazioni gestionali, dal momento che questi "insiemi" sono pescati, come nello strascico, da una stessa rete le cui caratteristiche (maglie, apertura della bocca, apertura tra i bracci ecc.) se salvaguardano una specie, possono colpire duramente un'altra o le altre e questo fatto è variabile nel tempo e nello spazio, in funzione della diversità dei parametri biologici e biodinamici delle specie

dell'insieme. La variabilità delle catture è inoltre funzione sia di fatti ambientali che influiscono sulla mortalità naturale, sul reclutamento e sull'accrescimento, sia di fatti antropici e soprattutto dello sforzo di pesca che può essere diverso da un'area all'altra e può variare nel tempo, sia pure gradualmente.

Spesso si parla di sovrapesca (overfishing). Questo termine viene usato per indicare una condizione di intensa pressione della pesca sugli stock, per cui essi non riescono a recuperare, in termini di accrescimento individuale e di reclutamento, la biomassa che viene sottratta con le catture in particolare. In sostanza l'overfishing è una condizione di eccessivo sforzo di pesca applicato oltre il Massimo Rendimento Sostenibile (M.S.Y.) compatibile con lo stato di equilibrio dello stock. Ma questo lo verifichiamo solo dopo, a stadio avanzato di depauperamento. Oggi ricorrono sempre più concetti ed espressioni come "approccio precauzionale", "sviluppo sostenibile", "intervento ecocompatibile" ecc. Sarebbe bene che la SIBM approfondisse bene questi concetti e quello che essi sottendono. Ci sono ambiguità e zone grigie da chiarire. Per capire lo stato delle risorse, la Scienza della Pesca ha messo in campo, ormai da parecchi decenni, approcci metodologici diretti od indiretti, analitici e globali. Così ad es. per i mari italiani è dal 1986 che si svolgono ricerche con carattere continuativo sulla valutazione delle risorse, su finanziamenti del Ministero Marina Mercantile prima e del Ministero delle Politiche Agricole (MIPA) dopo, sulla base dei diversi Piani Triennali, ai sensi della L. 41/82, per conoscere lo stato di sfruttamento delle risorse stesse e poter dare utili indicazioni all'Amministrazione per la loro gestione (AAVV, 1994; AAVV, 1998).

Per le risorse demersali n. 12 Unità Operative coordinate da G. Relini (Relini, 1998) hanno lavorato nelle diverse aree di pesca dei mari italiani, adottando il sistema dei saggi di pesca a strascico, cioè il metodo dei trawl-surveys. Su campionamento random-stratificato, si è trattato di rilevare e valutare i rendimenti di pesca per unità di tempo e di area, essendo questi, indici di abbondanza della biomassa pescabile presente nell'area, nel tempo delle operazioni di monitoraggio.

A questi saggi di pesca, hanno fatto seguito approcci analitici basati sull'esame della struttura demografica delle popolazioni oggetto di prelievo, su campioni di organismi catturati in mare o presi in banchina, laddove la struttura delle coorti, in termini di numero, taglia e peso degli individui costituenti, rilevata per un certo numero di anni, è in grado di dirci come evolva la popolazione soggetta ad uno sforzo di pesca conosciuto. Questo approccio analitico, applicando diversi modelli matematici (es. Beverton e Holt, Schaefer, Thompson e Bell, ecc.) consente di capire qual'è ad es. il rendimento per recluta ed anche la mortalità da un anno all'altro e di valutare anche la biomassa virtuale con appropriate elaborazioni (VPA).

Nel caso in cui oltre la mortalità di pesca (F) giochi ancora notevolmente la mortalità naturale (M), com'è il caso di stock mediterranei pescati anche a livello giovanile (es. nasello) possono essere inclusi nell'analisi vettori di mortalità naturale i cui valori cambiano in ragione inversamente proporzionale all'età (Caddy, 1991).

È evidente che i rendimenti di pesca da trawl-survey, come anche le analisi demografiche, vanno rilevati per tutta l'area dello stock e su campioni numerici provenienti da questa stessa area. Alla fine, come è noto, è uno stato "medio" della risorsa che viene calcolato, sia nel senso degli "strati" investigati sia, in senso temporale, delle variazioni stagionali di biomassa in più anni.

Questo campionamento può farsi mediante navi da ricerca od anche mediante unità da pesca adibite a ricerca. In questo caso è necessario un lavoro di standardizzazione delle caratteristiche delle unità navali e delle attrezzature da pesca, in modo da rendere comparabili i risultati ottenuti.

Nel caso del programma MEDITS questo lavoro è stato fatto da una unità facente capo all'IRPEM di Ancona la quale ha operato "trasversalmente" su tutte le altre unità operative di rilevazione sul campo (Fiorentini *et al.,* 1998).

Riflessioni sulle risorse demersali

Stante la notevole biodiversità ittiologica su cui si avrà modo di ritornare, sia il Gruppo MEDITS, sia il gruppo GRUND, hanno concentrato la loro attenzione su alcune specie bersaglio.

I risultati conseguiti dalla mole di lavoro portato a termine si riscontrano in diversi lavori pubblicati in gran parte su "Biologia Marina Mediterranea" edizioni S.I.B.M.

Per quanto riguarda lo stato di sfruttamento delle risorse demersali dei mari italiani, la situazione è molto articolata da un'area all'altra, secondo le specie e secondo lo sforzo di pesca che in ciascuna area considerata agisce. Tuttavia questi risultati non possono lasciarci tranquilli per diversi motivi cui si accennerà in seguito.

Qui va sottolineato il fatto che per diverse specie economicamente importanti, la popolazione sfruttata appartiene ad individui delle classi di età O^+ e 1 e che i rendimenti per le specie più longeve (nasello ad es.) potrebbero elevarsi solo che si allargasse di qualche centimetro l'apertura delle maglie del sacco delle reti a strascico o si riducesse la pressione di pesca del 10-15% secondo alcune Unità Operative (Auteri *et al.,* 1998). Si ha quindi, in generale, una situazione di "growth overfishing". Si pescano cioè gli individui in fase di accrescimento, ciò che significa che le catture sono prevalentemente basate sul successo o meno del reclutamento. Giustamente alcuni autori parlano per il Mediterraneo di pesca "attorno al reclutamento". Le taglie di 1ª cattura, specie per il nasello, sono ben lontane dalla taglia di 1ª riproduzione. Tutte le ricerche compiute nell'ambito del MEDITS concordano comunque che lo stock di nasello nelle aree italiane, ma specialmente nelle acque tirreniche risulta sovrasfruttato (De Ranieri *et al*., 1994; Biagi *et al.,* 1998; Ardizzone *et al.,* 1998; Greco *et al.,* 1998; Addis *et al.,* 1998; Marano *et al.,* 1998; Relini *et al*., 1998; Tursi *et al.,* 1998). Per le acque dello Stretto di Sicilia (Levi *et al.,* 1998) è stato rilevato che i rendimenti medi per l'insieme degli strati saggiati, non hanno mai oltrepassato i 6 Kg/h, con oscillazioni irregolari, ma non sono diminuiti negli anni. In sostanza si può concludere che la pesca del nasello nelle acque italiane è basata sul successo del reclutamento annuale il quale è legato ad una buona aliquota di riproduttori che si difendono con una strategia variegata: un buon indice di fecondità, notevoli possibilità di guadagnare i rifugi esistenti nell'areale di distribuzione, soprattutto a livello batiale, il lungo periodo di riproduzione, la capacità degli individui più anziani di sfuggire allo strascico, come documentato con riprese subacquee.

Per le specie a ciclo biologico breve il problema è certamente meno pesante, per le capacità di recupero che questi stock presentano.

Discordanza dei risultati

Laddove sono state compiute valutazioni mediante modelli di rendimento di cattura e sforzo di pesca in aree locali, si è constatato che i risultati forniscono una visione meno negativa dello stato delle risorse, rispetto ai risultati provenienti da modelli analitici (Relini *et al.,* 1998; Spedicato *et al.,* 1998 ecc.). Questo è un fatto significativo che richiama l'attenzione sul campionamento e sull'approccio di valutazione. Così ad es. per le risorse demersali dell'Alto e Medio Adriatico l'Unità Operativa interessata

(Manfrin *et al.,* 1998) rileva che: "se gli indici derivati dai dati raccolti in oltre 12 anni mostrano che la quantità in mare di una o più specie, pur con la variabilità annuale e stagionale resta costante nel tempo o tende ad aumentare, non vi è un accordo con la elaborazione di modelli analitici, quando per le stesse specie essi indicano una sofferenza della risorsa o uno sfruttamento". La stessa unità operativa rileva che in generale i modelli analitici applicati alle risorse dei mari italiani, anche dell'Adriatico, mostrano per quasi tutte le specie degli stati di sfruttamento eccessivi, anche quando la specie mostra una tendenza all'aumento di abbondanza". Ma potrebbe essere aumentata la biomassa ed essere diminuita la taglia media.

E, sullo stesso punto così conclude ad es. il Gruppo Metodologie Statistiche GRU.N.D. (AAVV, 1998): "Gli effetti di specifiche misure gestionali sulla pesca, potrebbero essere più efficacemente valutati mediante informazioni relative alle catture commerciali (abbondanza, struttura ecc.) ed allo sforzo di pesca (intensità, distribuzione geografica). Tuttavia, oltre alla carenza di tale tipologia di dati su larga scala, vanno considerati anche alcuni limiti di cui tenere conto, ovvero la reale rappresentatività dei campioni, la veridicità delle informazioni, i rigetti in mare ecc. fattori che si sono rivelati fondamentali nel determinare l'accuratezza delle valutazioni in contesti non mediterranei (Levi *et al*., 1998)". Tutto questo postula la necessità di attivare un altro approccio integrativo, come si vedrà.

Tuttavia, qualunque sia l'approccio metodologico di valutazione, il quadro delineato vale se il contesto ambientale (cioè l'acqua, gli organismi viventi e le tecnologie) rimane normale, cioè variabile attorno ad una "media" di valori. Ma quale potrebbe essere lo scenario nel caso dei cambiamenti climatici che stiamo vivendo, con situazioni meteorologiche che cambiano da un giorno all'altro, con scarti termici improvvisi e duraturi, con grandi accumuli di masse d'acqua a temperatura più elevata di 2°C sui fondi batiali, acque, che dal Mediterraneo Orientale (Creta) si spostano verso l'Egeo, lo Ionio e lo Stretto di Sicilia ed il cui limite superiore lambirà le scarpate aventi acque omotermiche interessate dalla pesca batiale? E se per fatti climatico-meteorologici per 2-3 anni consecutivi dovesse cedere il provvidenziale reclutamento annuale su cui si basa ormai gran parte della pesca mediterranea?

È vero che davanti a scenari di questo tipo l'uomo si sente smarrito e quasi impotente, ma è anche vero che ambienti, stocks e risorse in genere, si difendono meglio e certamente recuperano più rapidamente, se una popolazione può contare su più classi di adulti, se esistono oasi di protezione e di conservazione della biodiversità, se le tecnologie sono più rispettose e meno distruttive, se lo sforzo di pesca rimane sotto controllo e se l'ambiente in generale viene salvaguardato dai fattori di turbativa (inquinamenti di vario genere). L'approccio precauzionale vale per le risorse e per la pesca, ma deve valere anche per l'ambiente in cui le risorse vivono.

La necessità di una integrazione dei dati di rendimento e dei dati analitici con dati da modelli di C/f. Le statistiche della pesca

Tutto il pregevole lavoro di trawl-survey e di analisi demografica condotto dalle Unità Operative di ricerca (MEDITS) sugli stock demersali ed in particolare sulle specie bersaglio, andrebbe comunque confortato da un approccio globale che prenda in considerazione i dati di cattura e di sforzo della pesca commerciale e ciò per i seguenti motivi di carattere generale e particolare. Quando parlo di dati della pesca commerciale, non intendo quelli cartolari che possono dare i pescatori compilando delle schede, bensì quelli che possono derivare da indagini scientificamente guidate su campioni di

barche, al fine di valutare catture e sforzi di pesca corrispondenti, così come, a suo tempo delineato nel progetto PESTAT dell'IRPEM di Ancona o nel MINIPESTAT dell'IRMA di Mazara del Vallo. Intanto è bene tenere presente alcuni fatti:

a) la pesca a strascico si svolge su "insiemi" di organismi demersali e non su singole specie; la rete a strascico è "cieca" e opera su stock che possono trovarsi a livello diverso di sfruttamento.
b) È vero che all'interno dell'"insieme" si verificano fenomeni di alternanza e di compensazione tra le diverse componenti e che la ricerca può essere giustamente interessata a capire come ciò avvenga; ma al pescatore interessa la resa economica dell'insieme, anche se questa è basata su alcune specie principali e taglie più valide dal punto di vista commerciale. Tuttavia nella pesca mediterranea esistono voci commerciali quali ad es. "misto" o "frittura" che integrano il rendimento economico.
c) Se stock a diverso stato di sfruttamento convivono nello stesso areale e sono pescate con la stessa rete, è difficile se non impossibile, dare indicazioni gestionali diversificate. Tutt'al più si possono dare indicazioni gestionali separate per gli stock di platea e per quelli batiali.
d) Il migliore campionamento è quello che può fare la flottiglia da pesca professionale, sia perchè copre l'areale degli stock, sia perchè il campionamento (le catture) è ripetuto per quasi tutti i giorni dell'anno, è quindi numeroso e si ripete negli anni. Qualcosa sappiamo della distribuzione e degli spostamenti (migrazioni stagionali) degli organismi marini, ma molto poco sulla loro aggregazione (patchness). Lo scarso campionamento scientifico potrebbe cadere negli spazi "vuoti" tra aggregati e dare quindi una indicazione deficitaria di densità e biomassa o viceversa cadere negli aggregati e dare una indicazione di sovrastima della densità e biomassa media dell'area. La cosa si compenserebbe se i campionamenti fossero numerosi e ben distribuiti. Il rapporto tra aree spazzate (sweept areas) nei trawl-surveys ed area degli stocks, appare troppo sproporzionato. Il campionamento è quindi insufficiente spazialmente e scarso temporalmente per arrivare a valori medi affidabili. In sostanza, per coprire le carenze spazio-temporali del campionamento in mare, c'è bisogno di dati di cattura/sforzo (C/f) campionari della pesca commerciale. Viceversa, per coprire le carenze a livello di indici di reclutamento della pesca commerciale, si possono utilizzare i trawl-survey, rilevando i tassi di reclutamento degli stocks interessati, con estrapolazione successiva alle catture commerciali. In sintesi appare necessario integrare i trawl-survey con indagini di C/f, scientificamente guidate sulla pesca commerciale. Inoltre, bisogna considerare i cambiamenti climatici. Sulla base di condizioni climatico-meteorologiche, oggi estremamente cangianti, i periodi di riproduzione potrebbero dilatarsi o restringersi e, ad es. un campionamento estivo-autunnale potrebbe non cogliere pienamente il livello di reclutamento. Questo approccio di ricerca statistica sul campo ha visto nel nostro Paese indagini metodologicamente importanti, ed ho ricordato il programma PESTAT dell'IRPEM (Bazigos *et al.,* 1984; Cingolani *et al.,* 1986) ed il programma MINIPESTAT dell'IRMA di Mazzara del Vallo per l'area del Canale di Sicilia (Andreoli *et al*., 1995).

Le statistiche della pesca italiana

Un programma di statistiche su modello globale di catture e sforzo di pesca (C/f)

non può essere seguito in eterno da un Istituto di ricerche. Esso diventa di necessità oneroso, limitato spazialmente alla flottiglia ed alle catture dell'area in cui opera quell'Istituto e rischia di assorbire molte energie della ricerca. Questo servizio deve essere svolto dallo Stato, mediante un organismo specifico, con personale qualificato e con l'aiuto degli istituti di ricerca che si occupano di valutazione delle risorse. È arrivato il tempo che lo Stato italiano attui questa inderogabile riforma di struttura.

Nel corso di questi ultimi 20 anni, diversi tentativi sono stati fatti nel nostro Paese affinché il Ministero competente (oggi il MIPA) adottasse questo sistema statistico campionario per la produzione, accompagnato da dati reali di cattura/sforzo per il campione di natanti considerati, mentre il sistema può rimanere censitario, ma aggiornato e controllato, per lo sforzo di pesca globale (cioè di tutti i natanti in attività).

Non c'è stato verso di potere mettere in piedi questa grande riforma strutturale che farebbe uscire il nostro Paese, come tutti i Paesi euro-mediterranei da questo stato di incertezza e di fragilità statistica e di valutazione che si riflette:

a – sull'economia della pesca;
b – sulla valutazione delle risorse e gestione delle medesime;
c – sul livello dello sforzo di pesca e sulla sua distribuzione nelle aree interessate;
d – sulla programmazione del settore;
e – sul confronto in sede internazionale (Comunità Europea).

È un esercizio rischioso redigere ogni tre anni un Piano della Pesca e dell'acquacoltura (L. 41/82) se non si sa quanto si produce, se i dati che vengono pubblicati sono solo stimati e non si sa con quali metodologie, se talune tabelle pubblicate portano 3-4 fonti d'informazione ed è inoltre inutile appellarsi all'ISTAT (Servizio Statistico Nazionale), che è solo un "cervello centrale", senza sensori e rilevatori periferici. Esso elabora solo i dati che gli trasmettono i mercati, per il pesce che transita da essi e non si sa in quale percentuale variabile da mercato a mercato e da specie a specie.

Un Paese civile deve poter uscire da questa situazione. Questa incertezza dei dati di base è, tra l'altro, quella che non consente di fare una politica adeguata di gestione della pesca e delle risorse, che ci costringe ad accettare passivamente le direttive comunitarie sulla riduzione globale dello sforzo di pesca, delle taglie dei pesci, dell'abolizione di taluni attrezzi tradizionali (spadare) senza potere opporre contestazioni basate su dati e fatti reali.

La realtà della pesca mediterranea è varia, complessa ed articolata. In Mediterraneo vivono all'incirca 664 specie ittiche, di cui almeno 150 sono utilizzate dalla pesca. In un tratto di strascico si possono agevolmente pescare 30-40 specie sia pure con gerarchia ponderale e di valore diversi.

Gli stocks sono multispecifici e molte specie convivono nello stesso areale di pesca.

Solo in Italia esistono più di 800 punti di sbarco del prodotto, tra piccoli, medi e grandi. Si riscontra una varietà di mestieri che non si ritrova nei mari del Nord Europa. Sulla stessa risorsa possono incidere mestieri diversi e tipologie di pesca diverse, con imprese di tipo familiare al 95% e quindi eccezionalmente polverizzate. Illudersi che in una situazione oggettivamente così articolata si possano applicare sistemi statistici censitari è pura follia. Bisogna invece scegliere e dividere gli strati statistici interessati (ad es. strascico, circuizione, palangresi , mestieri fissi ecc.) ed in questi strati scegliere il campione rappresentativo e seguirlo con scienza e metodologia negli anni.

Quel campione costituisce il punto di riferimento estrapolabile allo strato interessato.

Questo sistema non è nemmeno troppo costoso, creerebbe nuova occupazione qualificata (rilevatori, controllori, elaboratori) e consentirebbe un SERVIZIO STATISTICO utile all'Amministrazione, agli operatori, ai programmatori della pesca, agli economisti ed ai ricercatori.

I diversi tentativi di riforma fin qui operati dalle Istituzioni di ricerca a livello dei singoli Paesi hanno trovato le Amministrazioni Centrali sorde e pigre a riguardo.

E finalmente, dopo anni d'incubazione ed aspre discussioni nell'ambito scientifico ed amministrativo comunitario, viene emanato nel giugno 2000 il Regolamento Comunitario N1543 che istituisce un quadro della Comunità per la raccolta e la gestione dei dati necessari alla attuazione della politica comune della Pesca.

Consentitemi di riportare alcuni punti di questo Reg.to CE e di esprimere qualche commento.

Dal Reg.to CE N.1543/2000:

(3) – La Comunità deve partecipare all'impegno per la conservazione delle risorse alieutiche nelle acque internazionali, conformandosi in particolare alla disposizioni adottate dalle organizzazioni regionali per la pesca.

Qui viene fatta allusione chiaramente all'ICES per i mari del Nord Europa ed al CGPM per il Mediterraneo.

(4) – Per procedere alle valutazioni scientifiche necessarie alla politica comune della pesca (PCP, ingl. CFP), è indispensabile raccogliere dati completi che riguardano la biologia degli stock ittici, le flotte e loro attività, nonché le questioni economiche e sociali.

(5) – È auspicabile che la raccolta di tali informazioni specifiche sia coordinata con informazioni statistiche.

(10) – Per valutare le risorse e la situazione economica del settore occorre raccogliere dati biologici su tutte le catture, compresi i rigetti, valutare le popolazioni ittiche indipendentemente dalla pesca commerciale, raccogliere informazioni sulle capacità di cattura e sugli sforzi di pesca, nonché dati che spieghino la formazione dei prezzi e consentano di giudicare la situazione economica delle imprese di pesca e dell'industria di trasformazione dei prodotti della pesca e l'evoluzione dei posti di lavoro collegati a tali settori.

(11) – È opportuno dare la priorità ai dati strettamente necessari alle valutazioni scientifiche, ma occorrerebbe anche promuovere un programma esteso che consenta di migliorare tali valutazioni.

(12) – Occorre coinvolgere la comunità scientifica, gli operatori del settore alieutico e gli ambienti interessati alla definizione delle norme relative alla raccolta ed alla gestione dei dati.

(15) – I dati aggregati previsti dal presente regolamento devono essere inseriti in banche dati informatizzate per essere accessibili agli utilizzatori autorizzati e per consentire scambi. È prevista la trasmissione di dati scientifici specifici da parte di organizzazioni internazionali, come il Consiglio Internazionale per l'Esplorazione del mare e le organizzazioni regionali di pesca.

Ma veniamo all'articolato:

Art. 1 – Il presente regolamento stabilisce un quadro comunitario per la raccolta e la gestione dei dati necessari a valutare la situazione delle risorse alieutiche e del settore pesca.

La responsabilità della raccolta dei dati spetta agli Stati membri.

Art. 4 – Gli Stati membri raccolgono informazioni:

1) *necessarie per valutare l'attività delle diverse flotte e l'evoluzione della potenza di pesca;*

OMISSIS

2) *che consentano di stimare tutte le catture per stock, compresi gli eventuali rigetti e se del caso di suddividere tali catture per gruppo di navi, per zona geografica e per periodo.*

In questo passo si può adombrare un programma tipo PESTAT o MINIPESTAT.

Le catture sono oggetto di campionamenti biologici.

Qui è sottolineata la premessa per le analisi di popolazione. E così continua l'articolato:

Gli Stati membri inoltre fanno effettuare ricerche scientifiche in mare per valutare l'abbondanza e la distribuzione degli stock indipendentemente dai dati ottenuti dalla pesca commerciale, relativamente agli stock per i quali tali valutazioni sono possibili ed utili;

3), 4) OMISSIS

Art. 5 – La Commissione definisce, secondo la procedura di cui all'Art. 9, paragrafo 2 ed in base al quadro definito nell'allegato 1, da una parte, un programma comunitario minimo comprendente le informazioni strettamente necessarie alle valutazioni scientifiche e, dall'altra, un programma comunitario esteso comprendente, oltre ai dati previsti dal programma minimo, informazioni che consentano di migliorare in modo decisivo le valutazioni scientifiche. Tali programmi sono definiti per periodi di sei anni. Tuttavia, i primi programmi comunitari eccezionalmente comprenderanno gli anni dal 2002 al 2006 compresi.

Tutto questo a livello comunitario.

Nel frattempo il Consiglio Generale della Pesca per il Mediterraneo della FAO, oggi divenuto "Commissione", quindi con implicazioni giuridiche più tecnico-operative, ha approvato da recente la creazione di un organo scientifico consultivo, denominato SAC (Scientific Advisory Committee) che si è riunito per la prima volta a marzo 1999 a Roma presso la sede della FAO. Il SAC (presidente Juan A. Caminas) si è strutturato in 4 Sub-Comitati, come segue:

1 – Sub-Comitato per la valutazione degli stock ittici. (SCSA = Sub – Committee Stock Assessment
(coord. Jordi Lleonart), che a sua volta ha dato luogo a due Working Group.
2 – Sub-Comitato per le Statistiche della Pesca. (SCSIS = Sub – Committee on Statistics and Information Systems (coord. Dino Levi).
3 – Sub-Comitato Socio-economico.
4 – Sub-Comitato ambiente ed ecosistemi marini.

Si tratta ora di trovare il raccordo necessario tra CE, CGPM, Paesi membri mediterranei (in questo caso) ed Istituzioni scientifiche. Lo stesso vale per i Paesi mediterranei associati e gli altri mediterranei. Questo raccordo lo si può trovare attraverso una convenzione che la CE potrebbe stipulare con il CGPM affinchè questa fornisca l'assistenza tecnico-scientifica necessaria ed univoca ai Paesi che intendono o debbono istituire al loro interno un servizio statistico standardizzato ed interconnesso tra tutti i Paesi di una medesima area (Fig. 1), cioè la Regione mediterranea. Tale servizio che è auspicabile diventi nel tempo permanente, può operare su base censitaria per i dati sul naviglio e su base campionaria per i dati di cattura / sforzo di pesca relativamente ad unità territoriali omogenee (unità di gestione), previa stratificazione dell'universo statistico su cui si opera. In sostanza il disegno sarebbe quello del Programma PESTAT e derivati.

Questa convenzione tra C.E. e CGPM non può che scaturire da un atto politico dei Paesi euromediterranei e non, indirizzato alla C.E. e da questa al CGPM. Forse una

mozione della SIBM al Ministero Politiche Agricole e Forestali potrebbe sollecitare o appoggiare l'avvio di questo processo di riforma. In conclusione, il Reg.to Comunitario N. 1543/2000 che istituisce un quadro comunitario per la raccolta e la gestione dei dati necessari all'attuazione della politica comune della pesca, rappresenta una svolta importantissima per il monitoraggio dello sforzo di pesca, dello stato delle risorse e per la validazione dei risultati ottenibili dalla ricerca scientifica applicata alla pesca.

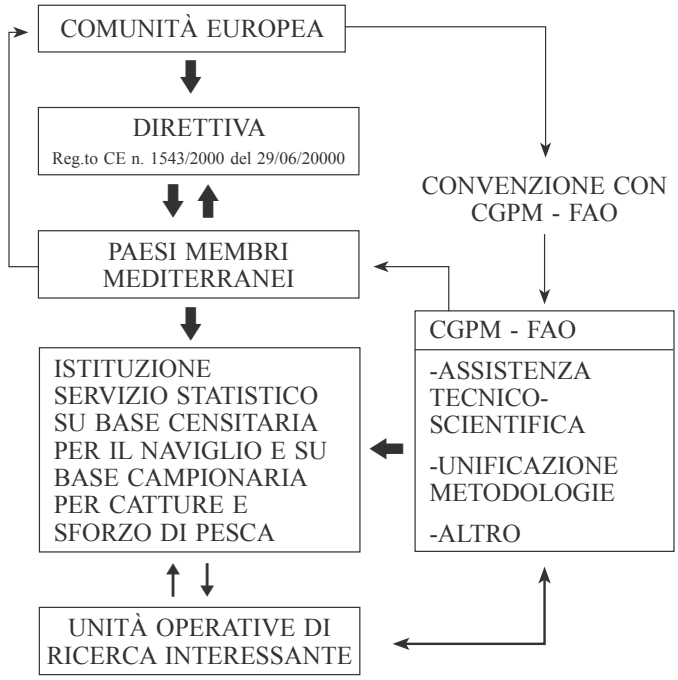


Fig. 1 – Schema per l'istituzione di un servizio statistico coordinato pesca nei Paesi mediterranei.
Scheme for the creation of a coordinated statistical service in the fishery sector of the Mediterranean countries.

I prossimi anni rappresenteranno per il nostro Paese e per tutti i Paesi mediterranei e non ed anche per quelli nord- europei, una occasione storica per dotarsi di strumenti comuni e per proporre dei programmi, con valenza pluriennale e prospettive concrete, atti a farci uscire dal pantano statistico attuale. Le Istituzioni scientifiche ed i ricercatori che operano in questo settore debbono unire i loro sforzi per premere sull'Amministrazione e poi assieme sulla Politica perché il nostro Paese si doti finalmente di strutture, strumenti, servizi e personale adeguato per seguire i parametri fondamentali del Sistema Pesca e consentire una programmazione affidabile del settore Pesca ed Acquacoltura. I centri di ricerca interessati operanti a livello degli euromembri che pure in questi ultimi 20 anni hanno prodotto lavori scientificamente importanti a livello nazionale ed internazionale, sono quindi chiamati a cooperare al sostegno delle iniziative, sia a livello nazionale, sia a livello del CGPM (FAO).

Infine, per quanto riguarda la posizione dei natanti e quindi l'area sfruttata, è arrivato il momento di fare un salto tecnologicamente avanzato. Si tratta di mettere sul tappeto in sede nazionale ed in sede comunitaria la proposta di rendere obbligatoria per i natanti da pesca l'adozione di un sistema elettronico tipo "scatola nera" (blue box; GIS o altro) in modo da avere il loro posizionamento in fase operativa. Le registrazioni dovrebbero essere consegnate, raccolte ed elaborate presso il Servizio Statistico Nazionale Pesca, lo stesso che dovrebbe sovraintendere alle statistiche di pesca.

S'impone quindi per la rilevazione delle catture (e ovviamente dello sforzo di pesca corrispondente ad esse) una statistica campionaria che può essere preliminarmente un progetto di ricerca poliennale, ma che si trasformi gradualmente in un servizio permanente, affidato ad un organismo ad hoc (il Servizio Statistico Nazionale Pesca) per le statistiche della pesca e per le ricerche di cartografia connessa. Ritornando agli approcci analitico-demografici e di rendimento di pesca (trawl-survey) ai fini della valutazione delle risorse, il fatto di non poter mettere in atto modelli globali di cattura/sforzo di pesca, non significa che non abbiano validità ed interesse tutte le ricerche fin qui svolte dai vari progetti (MEDITS, GRUND, ecc.), ma è evidente, come si è detto, che il campionamento per necessità di costi e di condizionamenti vari risulti scarso, puntiforme e lascia aperte diverse variabili. In definitiva, un approccio globale di valutazione è necessario per confortare ed introdurre correttivi nelle conclusioni derivate dall'approccio analitico e dei rendimenti di pesca, è importante per censire la distribuzione dello sforzo, l'intensità di pesca per area, la distribuzione della biomassa nello spazio e nel tempo, è infine importante per arrivare a valutazioni di M.S.Y. e di sforzo di pesca equilibrato e quindi per dare indicazioni gestionali all'Amministrazione ed ai pescatori. Ma questi obiettivi postulano la necessità di disporre di un servizio statistico serio, affidabile e duraturo. Questo servizio, come già accennato, non può essere assolto indefinitamente da organismi di ricerca. È inutile aggiungere che i dati rilevabili sarebbero utili anche per diversi aspetti riguardanti l'economia della pesca. Le statistiche della pesca elaborate dall'ISTAT che, per quanto riguarda la produzione, raccolgono i dati relativi al prodotto passato dai mercati con l'aggiunta di una stima, non dovrebbero interrompersi. Va detto per informazione che ormai l'ISTAT non pubblica più i dati sul naviglio in quanto il MIPAF gestisce l'archivio delle licenze di pesca, senza che tuttavia se ne abbia regolare pubblicazione. I dati ISTAT di produzione per un certo numero di anni dovrebbero andare in parallelo con le statistiche del sistema campionario in modo da aggiustarne le stime nel divenire del tempo. Le statistiche ISTAT sono infatti utili per rilevare dei trends. Oggi non si sa più chi sia responsabile delle statistiche nel nostro Paese. Nei Piani Triennali, come si è detto, compaiono tabelle con 3-4 fonti ed i Bollettini ISTAT non escono ormai da diversi anni e quando escono, avviene con ritardi di lustri. Va detto, per la storia, che questa esigenza è stata più volte fatta presente prima al M.M.M. e dopo al MIPA, in diverse occasioni (Bombace, 1988; Atti e verbali gruppo di lavoro ISTAT 1988-1992) ma le cose sono rimaste immobili. Eppure questa sarebbe la madre di tutte le riforme per il settore pesca del Paese. In attesa che questa istanza di nuove statistiche di cattura e sforzo venga portata avanti presso il MIPAF, il gruppo delle UU.OO. MEDITSIT (GRUND) che ha raggiunto un buon grado di affiatamento e di spirito collaborativo, avanzi al MIPAF o ad altro organismo (C.E. ad es.) un programma di Ricerche di Valutazione delle Risorse Demersali mediante modello globale di cattura e sforzo di pesca. Sulla base di una metodologia unificata, ciascuna unità, per la propria area può avviare questo tipo di ricerca. La metodologia PESTAT è sempre valida. Si tratta di aggiornare l'universo statistico della propria area,

di scegliere il campione appropriato di barche e mediante rilevatori (da acculturare preliminarmente) e con la collaborazione del MIPAF, delle Capitanerie e dei pescatori interessati, avviare la ricerca che, non può essere che poliennale (I due prossimi piani triennali della Pesca ad es.). Il GRU.N.D. opportunamente allargato a chi ha già l'esperienza potrebbe ad es. farsi carico di questo progetto, valutando i costi, le metodologie da applicare, la tempistica e quant'altro occorrente. Parallelamente possono procedere le ricerche con modelli analitici. Come già detto quanto la ricerca ha fin qui apportato in termini di parametri biologici, biodinamici e tecnologici e di applicazione di modelli analitici è ovviamente utilissimo, anche per capire taluni fatti che sembrano contraddire le regole.

Il caso del nasello (Merluccius merluccius) *dei mari italiani*

Questa specie compie la prima riproduzione con taglie di 21-23 cm. Alcuni autori riscontrano due periodi di riproduzione, altri un lungo periodo di riproduzione (caso di "riproduttori continui").

La distribuzione delle frequenze di taglia dei giovanili di merluzzo nella fossa di Pomo Occidentale va da 3 a 20 cm con una distribuzione unimodale nei mesi invernali (dicembre – marzo) e bimodale da maggio a novembre. Si ritrovano quindi 2 nuove coorti per anno, una nella tarda primavera-estate, un'altra in autunno (Arneri *et al.,* 2000). La rete a strascico, con maglie del sacco aventi apertura di 38-40 mm, seleziona gli individui di questa specie attorno a 9-13 cm di taglia. Sono state riportate anche taglie di 1ª cattura di 7.5 (Relini, 1998; AAVV, 1998). Stante l'accresciuto sforzo di pesca in questi ultimi trenta anni e dati i parametri sopra riportati, teoricamente lo stock di nasello dovrebbe essere sulla china del crollo. Si verifica invece che ogni anno i mercati registrino una quantità di merluzzi e merluzzetti di età O^{+},1 che sta ad indicare un abbondante reclutamento annuale. Tra l'altro, le catture totali di questi ultimi 45 anni, sia per il Mediterraneo Occidentale che per quello Orientale, mostrano un trend ascendente (Fiorentini *et al.*, 1997). Ciò significa che lo stock di nasello o le diverse unità di stock dei diversi bacini presentano forti capacità di recupero in termini di reclutamento. Può essere quindi aumentata la biomassa media, ma diminuita la taglia media. Probabilmente sono diminuite anche le catture per unità di sforzo. C'è quindi un problema che riguarda le imprese di pesca, ma anche lo stato della risorsa, che non da il massimo virtuale di biomassa. Considerando i diversi tassi di sfruttamento (Exploitation rate) delle aree italiane interessate dalla ricerca e considerando come equilibrato un tasso di sfruttamento del 50% (E=0,5), i tassi trovati sono tutti superiori a questo valore; vanno da 0,64 - 0,75 per la Liguria e 0,84 - 0,89 per l'Alto Tirreno, 0,82 per il Medio Tirreno, 0,66 per lo Ionio. Solo per la Sardegna il tasso di sfruttamento risulta tra 0,44-0,59 (AAVV, 1994). Questi fatti ci dicono che una riduzione del 10 - 15% dello sforzo di pesca attuale, porterebbe ad uno sfruttamento ottimale, ma ci dicono anche che la risorsa si difende come può. Certamente il lungo periodo di riproduzione e la grande distribuzione batimetrica di questo stock che va dai fondi circalitorali della platea ai fondi batiali fino a 6 - 700 m di profondità, con tutti gli accidenti geomorfologici che essi presentano, la doppia ed opposta migrazione verticale, con individui "vagabondi" (Vagrant theory) fuori dai percorsi abituali delle rotte seguite dai pescatori, consentono la sopravvivenza di una aliquota di riproduttori ancora tale da permettere un buon reclutamento annuale. Appare quindi giustificata la preoccupazione dei ricercatori allorquando si ventila di accentuare le tecnologie di pesca ad ami (palangresi di fondo) o con reti da posta ad imbrocco (imbardate) sui fondi circalitorali ed epibatiali (aree di

riproduzione e di primo accrescimento) tecnologie volte per loro natura e modalità a catturare aliquote di riproduttori sfuggiti allo strascico.

Questa evenienza non ci lascia tranquilli.

Dando infine uno sguardo all'area mediterranea, così come si evince dai dettagliati rapporti preparati per il Gruppo di lavoro sulle risorse demersali (Fiorentino, 2000) a supporto del Sub-Committee on Stock Assessment dello Scientific Advisory Committee del CGPM – FAO, gli stock di nasello dei diversi bacini (Unità di gestione?) si pongono tra condizioni di Over-exploitation e di Fully-exploitation , mentre la caratteristica della cattura è quella di una pesca basata prevalentemente sui giovani in accrescimento (Growth-overfishing). Come si può uscire da questa situazione sul filo del rasoio? Non resta che aumentare la selettività delle reti a strascico portando l'apertura della maglia da 40 ad almeno 60 mm e diminuire lo sforzo di pesca della flotta d'altura.

Queste condizioni avvantaggerebbero anche le altre specie batiali conviventi con il nasello, cioè Gamberi rossi e Selaci batiali.

Pesca e biodiversità

Segnalo anzitutto che una pregevole sintesi sulla biodiversità mediterranea, in riferimento alla sua storia geologica, ai cambiamenti climatici ed all'impatto dell'azione antropica, è uscita recentememte a cura di Bianchi e Morri (2000).

La biodiversità è ritenuta un valore biologico in sé. Secondo alcuni Autori (Bourcier, 1996), un popolamento strutturato, cioè ad alta diversità, regge meglio all'impatto dei fattori che lo turbano.

Secondo altri Autori invece, un sistema ad alta diversità è sinonimo di fragilità. Connell (1978) ha avanzato l'ipotesi del cosiddetto "disturbo intermedio", secondo cui livelli intermedi di disturbo (e quindi tendenti all'instabilità, come nel sistema pesca) mantengono alta la diversità.

Probabilmente in sistemi a differente livello di biodiverstà è diversa la capacità di resilienza, cioè la capacità di ritornare alla condizione primitiva, dopo aver subito un disturbo. In sostanza, un sistema ad alta diversità è facile da disturbare, ma è probabile che sia più facile, dopo il disturbo, un ritorno alle condizioni iniziali. Il sistema cioè presenta una grande resilienza (Boero, 1996).

Tra i tanti concetti che riguardano la biodiversità, definita un "*cluster di concetti*" (Contoli, 1991; Bianchi e Morri, 2000), uno che mi sembra interessante è che la biodiversità sia probabilmente un mezzo che gli ecosistemi adottano per mantenere inalterato il loro funzionamento attraverso l'alternanza nell'insieme biotico di specie flessibili che concorrono alla biomassa possibile e sostenibile (Boero, 1994; Naeem e Li, 1997) Il sistema mediterraneo delle risorse pescabili sembrerebbe avere una notevole resilienza, fin quando si mantiene la diversità di habitat e di nicchie e rimane mediamente costante lo sforzo di pesca.

La biodiversità ittica a livello della pesca gioca un ruolo positivo per la pesca stessa, come dimostrano i meccanismi di alternanza che si verificano all'interno dell'insieme di stock multispecifici e di compensazione biologica all'interno di uno stesso stock, nel giuoco reclute/adulti, a sforzo di pesca crescente. Ma, tutto questo mirabile gioco di mantenimento delle risorse potrebbe continuare a garantire una importante biomassa pescabile, se lo sforzo di pesca rimanesse costante e se nell'ambiente non intervenissero fattori di turbativa (inquinamenti vari, stress climatico-meteorologici ecc.) che incidono fortemente sulla mortalità naturale, sul reclutamento e sull'assetto genotipico delle specie. Le azioni combinate di tipo antropogenico e climatico possono produrre

effetti disastrosi sul biota marino (Bourcier, 1996). Il biologo di pesca può distinguere almeno due tipi di biodiversità: quella relativa all'insieme multispecifico delle specie oggetto di cattura e quella all'interno di una stessa specie e degli individui che è la biodiversità genetica.

In Mediterraneo vivono almeno 664 specie di pesci (FNAM, 1984-86). Il censimento è continuamente da aggiornare per via delle specie che entrano dal Mar Rosso, ma anche dall'Atlantico.

Di queste specie almeno un centinaio sono oggetto di pesca, sia pure con importanza ponderale ed economica diversa nelle catture. Nei diversi campionamenti delle Unità Operative MEDITS non di rado sono state censite oltre 120 specie fino a 200 ed oltre in qualche caso (Ardizzone *et al.,* 1994; Spedicato e Lembo*,* 1994; Marano *et al.,* 1998). Un vecchio adagio, databile fino ai primi decenni del '900 diceva che le risorse del mare sono inesauribili (mare inexaustum); un secondo adagio, databile fino agli anni '50, diceva che la pesca ringiovanisce le popolazioni ittiche, alludendo al fatto che la pesca catturando prevalentemente le classi più adulte rendeva disponibili alle catture classi più giovani, ma pur sempre costituite da individui che si erano riprodotte almeno una volta.

Ma, la domanda che bisogna porsi oggi è la seguente: continuando a crescere la pressione di pesca, sia come sforzo globale, sia come ridotta selettività di maglie e reti, sia come uso di sistemi di pesca diversi in aree una volta preservate e già basandosi oggi le catture sul successo o meno del reclutamento, cosa può succedere negli stock ittici, sia dal punto di vista della biodiversità multispecifica che della biodiversità genetica?

Il declino dei Selaci e Raiformi demersali ed altri fatti

Con una pressione di pesca crescente un primo taglio avviene certamente a livello di specie (Condroitti) i cui meccanismi di riproduzione sono diversi da quelli di specie ittiche ovigere (Osteitti) per le quali il numero di uova emesso è dell'ordine di decine di migliaia per femmina, per anno. Infine, per quanto riguarda la fecondità c'è inoltre da considerare il rapporto gonado-somatico. Le femmine più adulte producono ed emettono più uova. Per contro, molte specie di Selaci che sono vivipare od ovovivipare, proprio per l'esiguità del numero di embrioni o di uova prodotte, sono le più minacciate. Così risulta sparita nel mare d'Irlanda come risultato di pesca intensa, la comune *Raja batis* (Brander, 1988). Venendo a latitudini più vicine alle nostre, già alcune ricerche, citando le più recenti, condotte nel bacino di Arcachon che gravita nella regione lusitanica (Quero e Cendrero*,* 1996) ed in Mediterraneo (Marano *et al.,* 1998; Matarrese *et al.,* 1996; Tursi *et al.,* 1993; Ungaro *et al.,* 1996), hanno messo in evidenza il calo di Squaliformi e Raiformi nelle pesche batiali. Anche il recente lavoro sulle catture globali del Mediterraneo "Long and short-term trends of Mediterranean Fishery Resources" (Fiorentini *et al.,* 1997) nel periodo 1950-1994, mostra ad es. per *Mustelus* spp. e per i *Rajiformes,* a partire dal 1975, per il Mediterraneo occidentale, una caduta delle catture. Tra l'altro mostrano un calo, diverse specie di Osteitti, quali *Pagellus* spp., *Trisopterus luscus, Argyrosoma regius, Spondyliosoma cantharus* ecc. (Figg. 2-7). Nel Mediterraneo Orientale il trend discendente per gli Squaliformi inizia già nel 1955 e nel 1956 per gli Squatinidi (Fig. 8). I dati statistici relativi alla cattura della pesca italiana (Fig. 9) per il periodo 1955-1995, (ISTAT Annuari) ferme restando tutte le riserve sull'affidabilità di questi dati ufficiali, per la voce "Palombi e Gattucci" e per la voce "Razze" rispetto alla voce "Altri Pesci", nel cui ambito sono inseriti,

mostrano un andamento fluttuante fino al 1980, dopo si ha una impennata, con un picco nel 1985-86 ed un altro nel 1992 e dopo ancora una caduta fino al 1998, anno a partire dal quale non è stato più possibile reperire dei dati statistici.

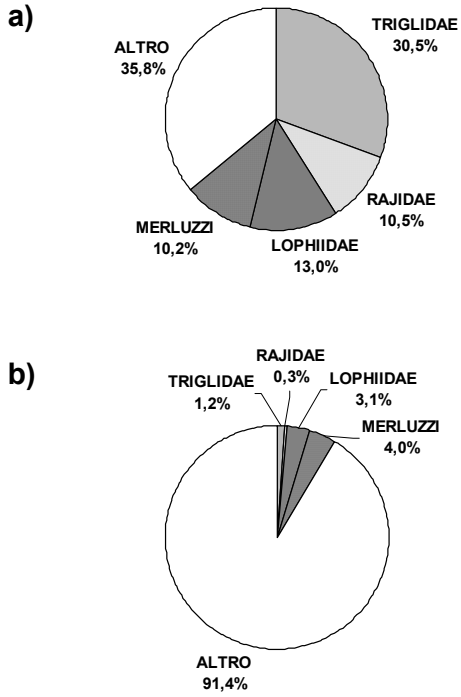


Fig. 2 – Composizione delle catture (in %): a) del m/p "Alpha" nel marzo 1924, secondo La Pêche Maritime; b) dei m/p di Arcachon nel marzo 1994. Da J.C. Quero e O. Cendrero (1996), modificati.

Catches composition (%): a) from the "Alpha" boat in March 1924, by "La Pêche Maritime"; b) from Arcachon boats in March 1994. By J.C. Quero and O. Cendrero (1996) modified.

Ma, anche nel sistema pelagico si possono verificare seri problemi, allorquando l'overfishing lede gravemente la biodiversità e tocca le interazioni trofiche tra un anello e l'altro della catena e tra due sistemi ecologici. È quello che è successo ad es., nel mare di Barents e in generale nel Nord-Est Atlantico.

Così il sovrasfruttamento dell'aringa ha portato ad una notevole riduzione dell'aringa giovanile (recruit overfishing) e del capelin (*Mallotus villosus*) di cui si nutre essenzialmente lo stock di merluzzo. Accrescendosi via via questo stock e riducendosi le prede, il merluzzo ha finito con il cibarsi anche della propria progenie, provocando una delle più gravi crisi nella storia della pesca del merluzzo (Hamre, 1994). Anche nel nostro sistema dei piccoli pelagici mediterranei si sono verificati grandi fluttuazioni di biomassa, caduta dello stock di acciuga in anni recenti ed alternanza con lo stock di sardine, Ma, almeno in questo caso, i fenomeni sembrano essere più correlabili con i

grandi cambiamenti climatici e meteorologici in atto che non con la pressione di pesca (Bombace, 1992, 1993, 1995; Cingolani *et al*., 1993).

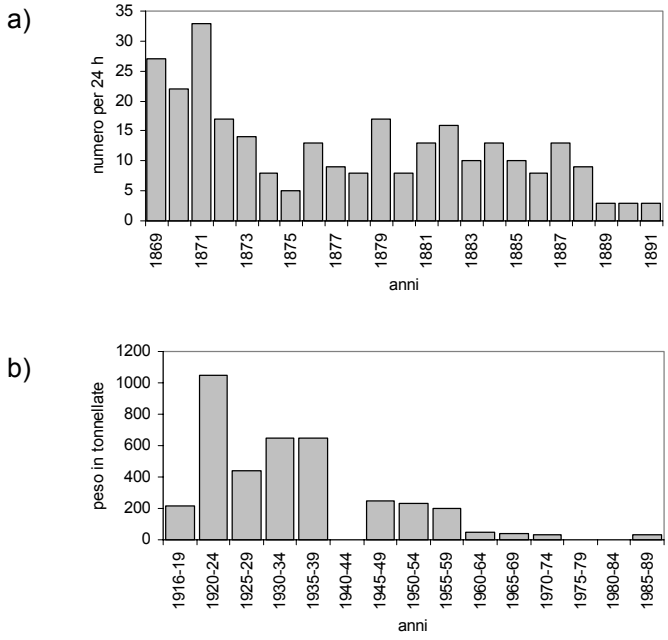


Fig. 3 – Apporti di *Raja* spp ad Arcachon: a) numero medio preso in 24 h dai battelli a strascico dal 1869 al 1891; b) catture medie quinquennali (in tonnellate) dal 1916 al 1989. Da Quero e Cendrero (1996), modificati.

Landings of Raja spp. in the Arcachon port: a) average of specimens captured during 24 hours by means the trawlers in the period 1869-1891; b) average five-years landings (tons) in the period 1916-1989. By Quero and Cendrero (1996) modified.

L'eccessivo sforzo di pesca nel caso dei piccoli pelagici, può essere un fattore coadiuvante; ma, dato l'alto indice di fecondità di queste specie, gli stocks recuperano agevolmente con una abbondante reclutamento, a meno che sulle reclute, ancora allo stato di uova e larve non intervenga, per più anni, una forte mortalità naturale, come ad es. con gli stress meteorologici, conseguenza di fatti climatici, come s'è detto.

In definitiva, l'effetto dell'ambiente, sia in senso positivo che negativo è determinante sulla sopravvivenza larvale di questi stocks.

Ora, ritornando al declino di Squaliformi e Raiformi, conoscendo il loro valore di mercato, esso avrebbe relativa importanza per l'economia della pesca, se non sapessimo che esso costituisce certamente un aspetto negativo ai fini della biodiversità ittica e se conoscessimo tutte le interazioni di carattere ecologico (trofiche, etologiche o di altro tipo) che legano le diverse specie del sistema demersale e del delicato sistema batiale in particolare.

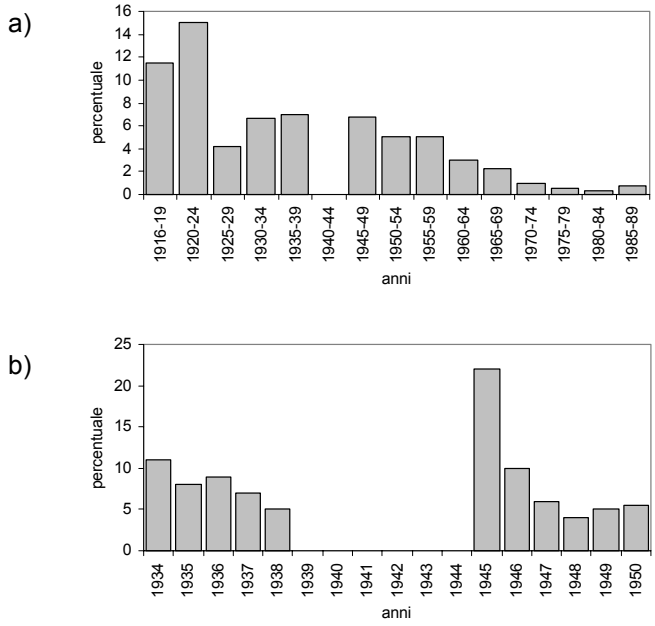


Fig. 4 – Apporti di *Raja* spp ad Arcachon: a) proporzione degli apporti di *Raja* spp (in %) nelle pesche totali quinquennali dal 1916 al 1989; b) proporzione degli apporti di *Raja* spp (in %) nelle catture annuali dal 1934 al 1950. Da Quero e Cendrero (1996), modificati.

Landings of Raja spp. in the Arcachon port: a) percent ratio of the Raja spp. landings in the five-year landings in the period 1916-1989; b) percent ratio of the Raja spp. landings in the annual catches in the period 1934-1950. By Quero and Cendrero (1996) modified.

La biodiversità genetica

L'eccessiva pesca, sottraendo dalla popolazione gli individui di maggiore taglia e quindi già adulti, riduce la biodiversità genetica.

Gli individui più anziani sono i più eterozigoti (Smith *et al.,* 1991) e sono quelli che hanno anche appreso comportamenti prudenti e di difesa (capacità di sfuggire agli attrezzi).

Mancando vieppiù gli adulti da una popolazione, i giovani non riescono a mettere in atto comportamenti imitativi adeguati. D'altra parte si è constatato che nel caso di sovrapesca e di pesche confinate, i giovani raggiungono la prima maturità sessuale a taglie inferiori alla "norma" e presentano un più rapido primo accrescimento. I fenomeni mostrano di capovolgersi quando cessano le condizioni di sovrapesca o di condizionamento (AAVV, 1993 a), ciò che è indicativo della plasticità fenotipica di questi caratteri. Un altro punto importante riguarda le possibilità di insufficienza adattativa nel caso di cambiamenti ambientali rapidi. Ora, l'adattamento di una popolazione naturale al proprio ambiente è un risultato della selezione naturale. Questo meccanismo è lento e porta a cambiamenti adattativi nelle frequenze di alleli, in risposta alle turbative ambientali, tra cui anche l'intensa pesca. C'è quindi da attendersi un declino di popolazione (Wohlfarth, 1986) quando pulsano intensi fattori di stress, in attesa che

intervengano dei meccanismi adattativi, ma entro determinati limiti di variabilità genetica. In sostanza, appena l'abbondanza di una popolazione comincia a diminuire, si può ingenerare in essa una "deriva genetica" che significa una riduzione nella variabilità genetica. Per certe popolazioni sotto stress il numero dei sopravvissuti può diventare così basso da creare una depressione generativa, causando una riduzione nei caratteri di fertilità, tasso di crescita, resistenza alle malattie ecc. Questo sembra essere il caso di specie altamente vulnerabili dei sistemi rifali tropicali intensamente sfruttati.

Ma, questi meccanismi potrebbero costituire anche una ipotesi di lavoro per spiegare la caduta di certe popolazioni di bivalvi fossori litorali, allorquando, non sempre agendo fattori di stress ambientale (es. anossie), la sola intensità di pesca, non basta a spiegarne il collasso. Ad es. morie delle popolazioni di vongole (*Chamelea gallina*) di talune aree costiere italiane dell'Adriatico.

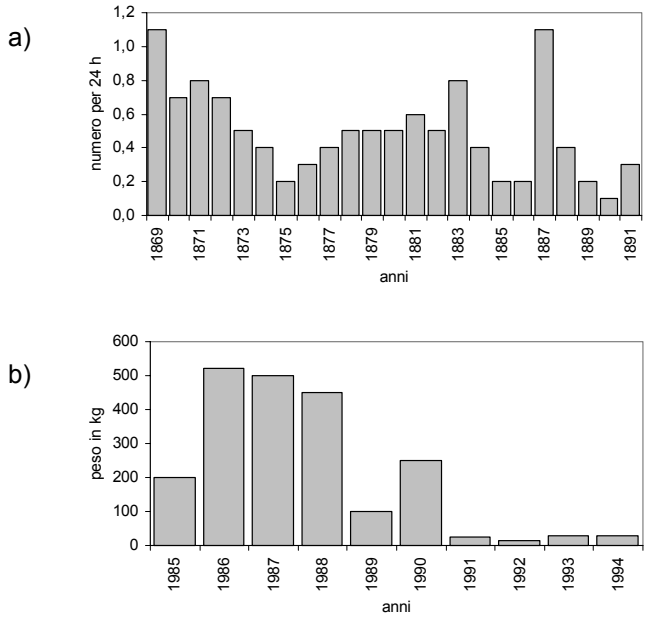


Fig. 5 – Apporti di *Squatina squatina* ad Arcachon: a) numero medio preso in 24 h dai natanti a strascico dal 1869 al 1891; b) catture (kg) dal 1985 al 1994 secondo le statistiche di pesca del CRTS (Centro Regionale di Trattamento delle Statistiche di La Rochelle). Da Quero e Cendrero (1996), modificati.

Landings of Squatina squatina in the Arcachon port: a) average of specimens captured during 24 hours by means the trawlers in the period 1869-1891; b) catches (kg) 1985-1994 from the fishery statistics of CRTS (Regional Center of Statistics, La Rochelle). By Quero and Cendrero (1996) modified.

In altri casi, come ad es. in talune popolazioni di Serranidi di habitat roccioso dove opera un ermafroditismo proteroginico, una pesca selettiva sulle taglie più grandi può portare ad una caduta delle popolazioni per carenza di individui maschili, anche quando

l'intensità di pesca non è alta (Russ, 1991). In sostanza si viene a bloccare il meccanismo scatenante per il cambiamento di sesso con l'evolversi dell'età (taglia).

Questi fatti ci dicono che bisogna tenere nella giusta considerazione gli aspetti genetici relativi alle popolazioni acquatiche soggette ad intensa pesca (AAVV, 1993 a).

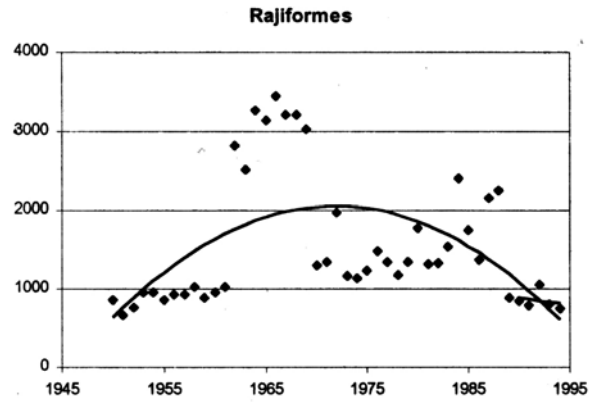


Fig. 6 – Declino dei Rajiformi in Mediterraneo Occidentale a partire dal 1970. Da Fiorentini, Caddy e Leiva (1997), Studies and Reviews n. 69.
Decline of Rajiformes in the Western Mediterranean since 1970. By Fiorentini, Caddy and Leiva (1997).

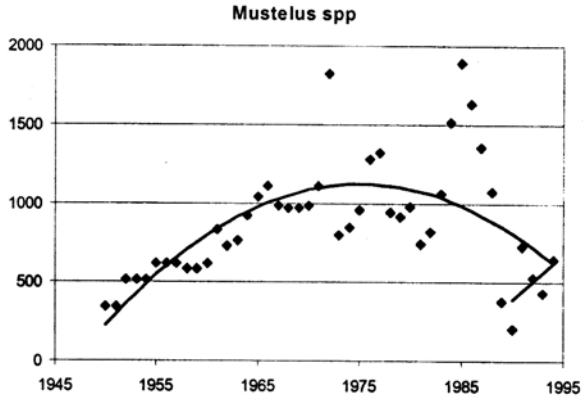


Fig. 7 – Declino delle specie di *Mustelus* (palombi) in Mediterraneo Occidentale a partire dal 1975. Da Fiorentini, Caddy e Leiva (1997), Studies and Reviews n. 69.
Decline of Mustelus spp. in the Western Mediterranean since 1975. By Fiorentini, Caddy and Leiva (1997).

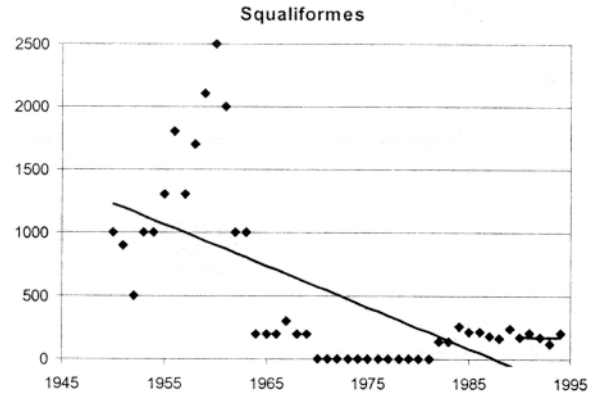


Fig. 8 – Declino degli Squaliformi in Mediterraneo Orientale. Da Fiorentini, Caddy e Leiva (1997), Studies and Reviews n. 69.
Decline of Squaliformes in the Eastern Mediterranean. By Fiorentini, Caddy and Leiva (1997).

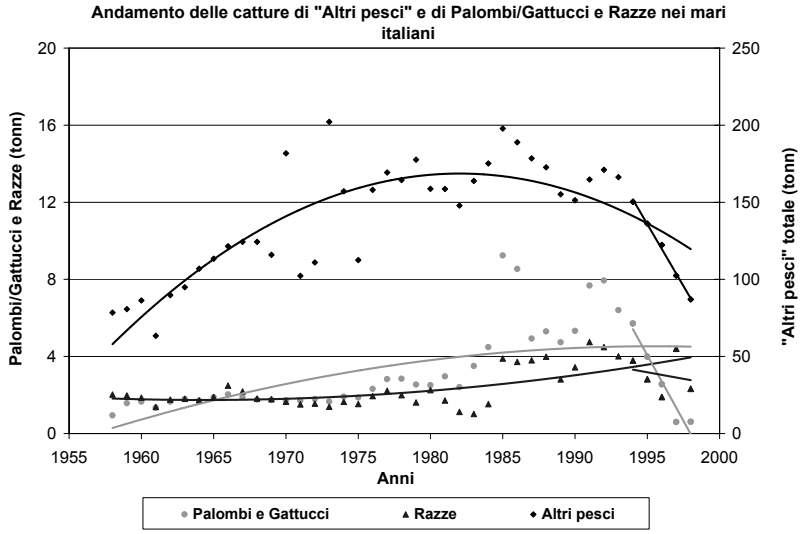


Fig. 9 – Andamento delle catture di "Altri pesci" e di Palombi/Gattucci e Razze nei mari italiani.
Trend of landings concerning "Other Fishes" and Mustelus spp., Scyliorhinus spp. and Raja spp., from the Italian basins.

Gestione della pesca e Aree Marine Protette

Lo sforzo di pesca è come l'inflazione, anche quando si ritiene sotto controllo c'è sempre un aumento strisciante. E poiché si parte già da un livello alto, esso lentamente

aumenta ancora. Questo succede in tutti i mari del mondo ed anche in Mediterraneo. Sulla base di una direttiva comunitaria, per la nostra pesca è stata decisa una riduzione del 20% della capacità di pesca. Va sottolineato che la "capacità di pesca" è data dai parametri fisici (statici) del natante (stazza, potenza motore, taglia ecc.), mentre lo "sforzo di pesca" è la capacità in atto, cioè l'attività di prelievo, in cui entrano i parametri fisici per il fattore tempo (giornate di pesca, ore di pesca effettiva ecc.). La scienza della pesca ha cercato e cerca ancora di trovare gli indici di sforzo più adeguati per ciascun mestiere di pesca. Tuttavia lo sforzo di pesca è un insieme di fattori, di cui quelli principali sono quelli già detti sopra, ma su cui giocano anche le apparecchiature di reperimento dei banchi, gli ausiliari di coperta e perfino l'efficienza degli equipaggi. È difficile parametrare tutti questi elementi. Ma, il fatto veramente assurdo è che nel nostro Paese non solo non si riesce a conoscere l'entità vera delle catture, anno per anno, per area e per mestiere ma nemmeno l'esatta entità dello sforzo di pesca per mestiere, in quanto manca un organismo preposto a questo scopo, che faccia solo ed unicamente questo tipo di lavoro con scienza, capacità operativa e continuità. Siamo cioè un Paese dalle statistiche di pesca molto opinabili. Da qui la difficoltà di gestire correttamente le risorse di pesca.

Da qui l'impossibilità di capire se la riduzione dello sforzo di pesca che ci viene imposta sia adeguata o meno o sia magari assurda. Si naviga in un mare d'incertezza. Non ci resta quindi che accogliere le indicazioni per un approccio precauzionale nella gestione delle risorse e, l'elaborazione da parte della FAO di un Codice Internazionale per la pesca responsabile e la necessità di adottare punti di riferimento più conservativi nella gestione delle risorse marine viventi (AAVV, 1993 b; Garcia, 1994) ci sembrano opportune. Ciò non ci esime dalla necessità di promuovere una riforma seria delle statistiche della pesca, come già si è detto. Tuttavia abbiamo sufficienti riscontri di quello che una intensa pesca con sistemi radenti può produrre ad es. a livello di biotopi sensibili (prateria di fanerogame, substrati duri di platea, secche rocciose, biotopi coralligeni, ecc.) dove l'armamentario a strascico pesante o appesantito all'uopo, può non solo distruggere popolazioni ittiche a ciclo biologico medio-lungo (Sparidi, Scienidi, Serranidi, ecc.) ma provocare addirittura distruzione di habitat ad alto indice di biodiversità.

S'impone quindi, nel quadro della filosofia dell'approccio precauzionale, una serie di misure e di iniziative volte a proteggere ambienti marini, restaurare gli habitat degradati ed a creare oasi di ripopolamento capaci di rimpiazzare le perdite e di ricostituire livelli preesistenti di biodiversità.

Le aree marine protette

Questa espressione dovrebbe accomunare non solo i biotopi e gli ambienti marini che rivestono particolare importanza per gli aspetti floro-faunistici e paesaggistici (parchi e riserve marine) ma anche quelle aree che l'uomo s'ingegna di proteggere con interventi attivi, quali sono le barriere artificiali (Bombace, 1987; Bombace *et al*., 1993; Bombace, 1996) ed inoltre le aree costiere particolari (zone umide) dove una pesca controllata salvaguarda le stesse.

Esiste ormai una ricca letteratura internazionale e nazionale sulle barriere o strutture artificiali e chi è interessato può agevolmente consultarla. Qui vale la pena di sottolineare che tutti gli studi e gli esperimenti condotti concludono che, non solo presso le aree marine protette si riscontra un aumento dei rendimenti di pesca, specialmente dei pesci nectobentonici (Sparidi, Scienidi, Serranidi ecc.) rispetto alle aree non protette o,

dopo il calo di corpi rifali rispetto a prima, ma si ha inoltre un aumento della Ricchezza Specifica Totale e Media e della Biodiversità (Ardizzone *et al*., 1996; D'Anna *et al*., 1994; Bombace *et al*., 1994, 1993, 1997; Bombace, 1996; Relini *et al*., 1996; Relini e Relini, 1998).

In sostanza, le aree marine protette mediante barriere artificiali sono in grado di ostacolare ed impedire concretamente la pesca a strascico illegale, proteggono le forme giovanili e riducono quindi sia la mortalità di pesca che quella naturale, specie allorquando i corpi e moduli immersi sono articolati, strutturati ed assemblati secondo gradienti tridimensionali. Esse innescano processi di diversificazione biologica (e quindi creazione di nicchie), avviano interazioni trofiche tra pesci ed invertebrati interstiziali e del fondo estremamente complesse ed infine, in acque a trofia sostenuta, possono consentire iniziative di maricoltura che si risolvono in un riciclaggio dell'energia biochimica costiera (particellato organico essenzialmente) mediante l'attività dei filtratori sestonofagi. In realtà, gli aspetti problematici di queste iniziative, ai fini del ripristino degli stocks sfruttati, della protezione di specie delicate e biotopi particolari e della salvaguardia della biodiversità, sono essenzialmente tre: la strategia di scelta delle aree a seconda degli scopi prevalenti, l'estensione minima da dare alle aree protette per conseguire effetti duraturi e diffusi; la gestione delle aree una volta realizzate. Non si può non sottolineare comunque il fattore limitante dato dall'estensione. Le iniziative fin qui realizzate nel nostro Paese sono ben modeste relativamente ai parametri "estensione, densità ed articolazione" dei corpi ed area totale coperta. Le aree marine protette con barriere artificiali di Rimini e Cattolica, che sono le più estese tra quelle italiane, hanno ciascuno una superficie di ha. 2.4 con 13.000 mc di materiale immerso. Ben poca cosa invero rispetto al volume di materiale immerso di 50.000 mc, ritenuto minimo dai giapponesi, per esplicare effetti sulla pesca professionale.

In definitiva le realizzazioni, circa gli spazi coperti e la numerosità sono modeste, ma le ricerche di supporto che ne sono derivate, ricerche di biologia, di ecologia, di tecnologia e sull'ambiente, hanno consentito di raggiungere buoni livelli, convalidati nel confronto scientifico internazionale.

Ma, nessun esperimento consistente possiamo ancora vantare di uso di barriere artificiali a protezione di biotopi sensibili, quali la prateria di Posidonia o delle secche rocciose degradate dei tanti golfi ed insenature della nostra fascia costiera.

Nessun esperimento abbiamo infine di barriere artificiali immerse in aree al limite di platee strette e rapidamente degradanti sul circalitorale e sull'epibatiale. Potrebbero ad es. essere le più adatte per la salvaguardia dei Selaci demersali e dei riproduttori di nasello.

Ma vorrei sottolineare un altro ruolo che le barriere artificiali e le Aree Marine Protette in generale potrebbero assolvere, cioè quello di osservatori faunistici correlati ai cambiamenti climatici che ingenerano spostamenti di specie e fenomeni di stanzialità, più estese nel tempo, di migranti stagionali mediterranei. In conclusione, come ha detto James A. Bohnsack "le Aree Marine Protette migliorano la Pesca, riducono i conflitti e proteggono le risorse".

Conclusioni

In conclusione, per gestire adeguatamente le risorse, è necessaria nel nostro Paese, una grande riforma che riguardi le statistiche della Pesca. Bisogna cioè poter disporre con continuità ed affidabilità di dati di cattura e sforzo di pesca corrispondente, per i

mestieri di pesca più importanti, almeno. Il GRU.N.D. (o MEDITS) proponga intanto una ricerca in tal senso. Dai dati delle ricerche fin qui condotte sulle risorse demersali appare comunque che lo sforzo di pesca è superiore e non equilibrato, anche se la pressione di pesca e lo stato delle risorse demersali sono diversificati da un'area all'altra, nell'ambito dei nostri mari. Nessuno stock sembra al collasso, almeno fin quando regge l'aliquota di riproduttori che alimenta il reclutamento annuale. Ma, non si può essere tranquilli per l'aumento e la maggiore diffusione di taluni mestieri (palangresi di fondale, reti dette "imbardate") operanti nelle aree di rottura della platea dove arrivano i riproduttori di nasello in fase genetica, sopravvissuti allo strascico batiale. La sovrapesca incide profondamente sui gruppi animali, tipo i Selaci che, per i propri meccanismi riproduttivi non sono in grado di sopperire alle perdite, ma seleziona anche le taglie dei pesci anziani. La biodiversità specifica e la biodiversità genetica ne risultano colpite, quest'ultima con possibilità d'innesco di "derive genetiche". Se oltre a ciò si considerano altri "fattori cooperanti" quali inquinamenti, stress climatico-meteorologici, si potrebbero produrre quei collassi di popolazione che altrove si sono già verificati.

Per una ragione compensativa, adoperiamoci almeno ad istituire nei nostri mari quanti più parchi e riserve marine, senza dimenticare tuttavia che anche le Aree Marine Protette mediante barriere artificiali, se adeguatamente estese e strategicamente dislocate, possono contribuire a frenare il declino di talune popolazioni ed a creare oasi di conservazione della biodiversità. Non va dimenticata infine l'opera di conservazione e la gestione corretta di quei biotopi costieri (zone umide, delta fluviali, praterie di fanerogame) che sono, tra l'altro, parte importantissima del paesaggio mediterraneo.

Ringraziamenti

Ringrazio G. Cosimi, F. Grati e I. Leonori dell'IRPeM per la collaborazione fornitami e particolarmente N. Cingolani per la sua fattiva e preziosa collaborazione.

Bibliografia

AAVV (1993a) – Report of the expert consultation and conservation of aquatic genetic resources. Grottaferrata, It. Nov. 92. *Fish. Rep.,* **491**: 58 pp.

AAVV (1993b) – Reference points for fishery, management: their potential application to straddling and highly migratory resources. *FAO Fish. Circ.* N. 864, FIRM/C 864: 52 pp.

AAVV (1994) – *Biol. Mar. Medit.*, **1** (2): 205 pp.

AAVV (1997) – Trawl survey 1985-1987. MIPA, SIBM. EC. In: G.D. Ardizzone, F. Corsi (eds), SIBM, **4** (2): 568 pp.

AAVV (1998) – Le ricerche sulla pesca e sull'acquacoltura nell'ambito della L. 41/82. Parte Prima. Risorse biologiche e Tecnologia, Risorse Demersali. *Biol Mar. Medit.,* **5** (3): 186 pp.

ADDIS P., CAMPISI S., CUCCU D., FOLLESA M.C., MURENU M., SABATINI A., SECCI E., CAU A. (1998) – Mari di Sardegna, Sintesi Ricerca Pesca a strascico Anni 1985-97. *Biol. Mar. Medit.,* **5** (3): 85-95.

ANDALORO F., RIVAS G., VIVONA P. (1998) – Valutazione delle Risorse Demersali nei Compartimenti marittimi di Catania, Augusta e Siracusa. *Biol. Mer. Medit.,* **5** (3): 166-175.

ANDREOLI M.G., CAMPANELLA N., CANNIZZARO L., GAROFALO G., GIUSTO G.B., JEREB P., LEVI D., NORRITO G., RAGONESE S., RIZZO P., SINACORI G. (1995) – Rilevazione campionaria delle statistiche della pesca nelle marinerie della Sicilia Meridionale (MINIPESTAT). Data Report. N.T.R. – I.T.P.P. N., **4** (2) TP: 160+63 pp.

ANDREOLI M.G., LEVI D., CANNIZZARO L., GAROFALO G., SINACORI G. (1995) – Rilevazione campionaria delle statistiche della pesca nelle marinerie della Sicilia Meridionale (MINIPESTAT). Metodi, N.T.R. – I.T.P.P. N. **4** (1) TP: 131 pp.

ARDIZZONE G.D., AGNESI S., CORSI F. (1998) – Cartografia delle Risorse Ittiche Demersali Italiane (1994-1995). *Biol. Mar. Medit.,* **5** (3): 176-186.

ARDIZZONE G.D., BELLUSCIO A., GENTILONI P., COLLOCA F., CARDINALE M., CRESPI V., CARPENTIERI P., SCHINTU P. (1998) – Valutazione Ris. Demersali dalla Foce del Garigliano all'Isola di Giannutri (Periodo 1985-1998). *Biol. Mar. Medit.,* **5** (3): 53-63.

ARDIZZONE G.D., BELLUSCIO A., SCHINTU P. (1994) – Considerazioni sullo stato di sfruttamento delle risorse demersali (Giannutri – Garigliano). Atti Semin. Regolaz. Sforzo di pesca. *Biol. Mar. Medit.,* **1** (2): 43-46.

ARDIZZONE G.D., SOMASCHINI A., BELLUSCIO A. (1996) – Biodiversity of European artificial reefs.. In: A.C. Jensen (ed), *Proceed. of the 1st EARRN Conf. Ancona*, Southampton Oc. Centre: 39-60.

ARNERI E., MORALES-NIN B. (2000) – Aspects of the early life history of European hake from the central Adriatic. *J. Fish Biol.,* **56**: 1368-1380.

AUTERI R., ABELLA A., BAINO R., RIGHINI P., SERENA F., SILVESTRI R., VOLIANI A., ZUCCHI A. (1998) – Valutazione delle risorse demersali dalla foce del Magra all'Isola d'Elba. Sintesi Ric. Pesca Strascico 1985-97. *Biol. Mar. Medit.,* **5** (3): 30-39.

BAZIGOS G.P., CINGOLANI N., COPPOLA S.R., LEVI D., MORTERA J., BOMBACE G. (1984) – Studio di fattibilità per un sistema di rilevaziona campionaria delle statistiche della pesca (PESTAT). Parte I, *Quad. Istit. Ric. Pesca Maritt.,* Ancona, **4** (1 Suppl.): 374 pp.

BIAGI F., DE RANIERI S., BELCARI P., BERTOLINI D., CHIERICONI V., FARNOCCHIA I., FARNOCCHIA M., MORI M., NANNINI N., REALE B., SARTOR P., SBRANA M., VIVA C. (1998) – Valutazione delle Risorse demersali nell'arcipelago Toscano dall'Isola d'Elba all'Isola di Giannutri. *Biol. Mar. Medit.,* **5** (3): 40-52.

BIANCHI C.N., MORRI C. (2000) – Marine Biodiversity of the Mediterranean Sea: Situation, Problems and Prospects for future Research. Mar. *Pollut. Bullet*., **40** (5): 367-376.

BOERO F. (1994) – Fluctuations and variations in coastal marine environments. PSZNI: *Marine Ecology,* **15** (1): 3-25.

BOERO F. (1996) – Specie, Biodiversità e Comunità. *Biol. Mar. Med.,* **3** (1): 13-20.

BOMBACE G. (1987) – Iniziative di protezione e valorizzazione della fascia costiera mediante barriere artificiali a fini multipli. *Atti LIX Riunione SIPS*: 201-233.

BOMBACE G. (1988) – Considerazioni e proposte derivanti dalla ricerca PESTAT. Min. Mar. Merc. *Atti Seminari Unità Oper. Resp. Progetti Ric.* promossi nell'ambito dello schema prelim. di piano per la pesca e l'acquacoltura Roma, CNR, **3**: 1791-1797.

BOMBACE G. (1992) – Fisheries of the Adriatic Sea. In: G. Colombo *et al.* (eds), *Proceed. of the 25th EMBS: Marine Eutrophication and Population Dynamic:* 379-389.

BOMBACE G. (1993) – Biodiversité et variabilité au niveau des peuplements halieutiques en Médit. *Actes du Colloque Scient. Montpellier.* La Méditerr. Variab. Climatique, Environn. et Biodiversité: 172-175.

BOMBACE G. (1995) – Ambiente, Pesca e Risorse Marine. *Atti Convegni Lincei 118.* XII Giornata dell'ambiente. La Fauna Italiana, Roma: 29-80.

BOMBACE G. (1996) – Protection of biological habitats by artificial reefs. In: A.C. Jensen (ed), *Proceed. of the 1st Conf. of EARRN*, *Ancona*, Southampton Oc. Centre: 1-16.

BOMBACE G., FABI G., FIORENTINI L. (1993) – Aspects Théoriques et Résultats concernants les Récifs Artificiels Réalises en Adriatique. *Boll. Ocean. Teor. Applic.,* **11** (3-4): 145-154.

BOMBACE G., FABI G., FIORENTINI L., SPAGNOLO A. (1997) – Assessment of the ichthyofaune of an artificial reef in the Adriatic Sea through visual census and trammel net. *Proceed. of the 25th EMBS*: The Responses of Mar. Organ. to their Environm. Southampton Ocean. Centre: 291-305.

BOMBACE G., FABI G., FIORENTINI L., SPERANZA S. (1994) – Analysis of the efficacy of artificial reefs located in five different areas of the Adriatic Sea. *Bull. Mar. Sci.*, **55**: 559-580.

BOURCIER M. (1996) – Long-term changes (1954-1982) in the benthic macrofauna under the combined effects of anthropogenic and climatic action (example of one Mediterranean bay). *Oceanologica Acta,* **19** (1): 67-78.

BRANDER K. (1988) – Multispecies fisheries of the Irish Sea. In: J. Gulland (ed), *Fish population dynamics: the implications for management*. 2nd ed. John Wiley and Sons, New York: 422 pp.

CADDY J.F. (1991) - Death rates and time intervals: is there an alternative to the constant natural mortality axiom? *Rev. Fish. Biol. Fish.,* **1**: 109-138.

CINGOLANI N., GIANNETTI G., ARNERI E., LEVI D., PIERSIMONI A. (1993) - Valutazione degli stocks pelagici di alici e sardine in Adriatico con metodi di dinamica di popolazione. *Rapporto per il Ministero delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali*: 181 pp.

CINGOLANI N., COPPOLA S.R., MORTERA J. (1986) – Studio di fattibilità per un sistema di rilevazione campionaria delle statistiche di pesca (PESTAT). Parte II – Stat. Catture e sforzo di pesca. *Quad. Ist. Ric. Pesca Maritt.* Ancona, **5** (28) (1 Suppl.): 750 pp.

CONNEL J.H. (1978) – Diversity in rain forests and coral reefs. *Science,* **199**: 1302-1310.

D'ANNA G., BADALAMENTI F., GRISTINA M., PIPITONE C. (1994) – Influence of artificial reefs on coastal nekton assemblages of the Gulf of Castellammare (NW Sicily). *Bull. Mar. Sci.,* **55** (2-3): 418-433.

DE RANIERI S., BELCARI P., BERTOLINI D., BIAGI F., MORI M., REALE B., SARTOR P., SBRANA M., VIVA C. (1994) – Consideraz. sullo stato di sfruttamento Ris. Dem. (Elba-Giannutri). *Biol. Mar. Medit.,* **1** (2): 27-39.

FIORENTINI L., CADDY J.F., DE LEIVA J.I. (1997) – Long and short-term trends of Mediterranean Fishery Resources. *Stud. Rev. n.* 69, G.F.C.M. – FAO: 1-60.

FIORENTINI L., COSIMI G., SALA A., LEONORI I., PALUMBO V. (1998) – Ulteriori osservazioni sulle prestazioni delle attrezzature a strascico impiegate per la valutazione delle Risorse Demersali in Italia. *Biol. Mar. Medit.,* **5** (3): 156-165.

FIORENTINO F. (2000) – Report of the 2nd session of the Sub Comm. on Stock Assess. GFCM, Madrid: 1-16.

FNAM (1984-86) – *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean.* In: Withehead P.J.P., Bauchot M.L., Hureau J.C., Nielsen J., Tortonese E. (eds), Unesco, Paris, 1, 2, 3: 1473 pp.

GARCIA S.M. (1994) – The precautionary approach to fishereis with reference to straddling fish stocks and highly migratory fish stocks. *FAO, Fisheries Circular* N. 871: 76 pp.

GRUPPO METODOLOGIE STATISTICHE – GRU.N.D. (1998) – Valutazioni preliminari relative all'introduzione della taglia minima di 20 cm per il nasello nella realtà della pesca a strascico italiana, 1998. *Biol. Mar. Medit.,* **5** (3): 140-155.

GRECO S., RINELLI P., GIORDANO D., PERDICHIZZI F. (1998) – Valutaz. Ris. Demersali, da Capo Suvero a San Vito Lo Capo (Tirr. Merid.). *Biol. Mar. Medit*., **5** (3): 74-84.

HAMRE J. (1994) – Biodiversity and exploitation of the main fish stocks in the Norwegian-Barents Sea ecosystem. In: Perez J.F. and Mendoza J.J. (eds), *Biodivers. Conserv,* **3**: 473-492.

ISTAT (1955-1998) – Statistiche della caccia e della pesca. *Annuari*. Roma.

LEVI D., RAGONESE S., ANDREOLI M.G., NORRITO G., RIZZO P., GIUSTO G.B., GANCITANO S., SINACORI G., BONO G., GAROFALO G., CANNIZZARO L. (1998) – Sintesi delle Ricerche sulle Risorse Demersali dello Stretto di Sicilia (Medit. Centrale) negli anni 1985-1997. *Biol. Mar. Medit.,* **5** (3): 130-139.

MANFRIN G., PAOLINI M., PICCINETTI C. (1998) – Le Risorse Demersali dell'Alto e Medio Adriatico. *Biol. Mar. Medit.,* **5** (3): 96-108.

MARANO G., UNGARO N., MARANO C.A., MARSAN R. (1998) – La Ricerca sulle Risorse demersali del bacino Adriatico Sud-Occidentale (1985-97): sintesi dei risultati. *Biol. Mar. Medit.,* **5** (3): 109-119.

MATARRESE A., D'ONGHIA G., TURSI A., BASANISI M. (1996) – New information on the ichthyofauna of the South-Eastern Italian coasts (Ionian Sea). *Cybium,* **20** (2): 197-211.

NAEEM S., LI S. (1997) – Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature,* **390**: 507-509.

PEREZ J.F., MENDOZA J.J. (1998) – Marine Fisheries. Genetic Effects and Biodiversity *NAGA,* **21** (4): 7-14.

QUERO J.C., CENDRERO O. (1996) – Incidence de la pêche sur la biodiversité ichtyologique marine: Le Bassin d'Arcachon et le plateau continental Sud Gascogne, *Cybium,* **20** (4): 323-356.

RELINI G. (1998) – Valutazione delle Risorse demersali. *Biol. Mar. Medit.,* **5** (3): 1-19.

RELINI G., FIORENTINO F., ZAMBONI A., MASSI D., ORSI RELINI L. (1998) – Sintesi ricerche pesca a strascico anni 1985-97. UN. OP 1. *Biol. Mar. Medit.,* **5** (3): 20-29.

RELINI G., RELINI M. (1996) – Biomass on artificial reefs. *Proceedings of the 1st EARRN Conf.* Ancona. In: A.C. Jensen (ed), Southampton Oc. Centr.: 61-83.

RELINI G., RELINI M., TORCHIA G., MERELLO S.E. (1998) – Studi ecologici nelle barriere artificiali italiane: osservazioni in Liguria. *Biol. Mar. Medit.*, **5**: 1822-1834.

RUSS G.R. (1991) – Coral reef fisheries: effects and yields in the ecology of fishes on coral reefs. In: P.F. Sale (ed), *Academic Press*, New York: 754 pp.

SMITH P.J., FRANCIS R.I.C.C., Mc VEAGH M. (1991) – Loss of genetic diversity due to fishing pressure. *Fish. Res.,* **10**: 309-316.

SPEDICATO M.T., LEMBO G. (1994) – Considerazioni sullo stato di sfruttamento delle risorse Demersali (Garigliano – Suvero). *Biol. Mar. Medit.,* **1** (2): 47-59.

SPEDICATO M.T., LEMBO G., CARBONARA P., SILECCHIA T. (1998) – Valutazione Risorse Demersali, dal fiume Garigliano a Capo Suvero. *Biol. Mar. Medit.,* **5** (3): 64-73.

TURSI A., D'ONGHIA G., MATARRESE A., PISCITELLI G. (1993) – Observations on populations biology of the blackmouth catshark *Galeus melastomus (Chondrichthyes,* S*cyliorhinidae)* in the Ionian sea. *Cybium,* **17** (3): 187-196.

TURSI A., MATARRESE A., D'ONGHIA G., MAIORANO P., PANZA M. (1998) – Sintesi delle Ricerche sulle Risorse Demersali Da Capo d'Otranto a Capo Passero, nel periodo 1985-1997. *Biol. Mar. Medit.,* **5** (3): 120-129.

UNGARO N., MARANO G., RIZZI E., MARZANO M.C. (1996) – Demersal *Squaliformes* and *Rajiformes* in the South-western Adriatic Sea: trawl-surveys 1985-1994. *FAO Fish. Rep.,* **533** (Suppl.): 87-96.

WOHLFARTH G.W. (1986) – Decline in Natural Fisheries. A Genetic Analysis and Suggestion for Recovery. *Can. J. Fish. Aquat. Sc.,* **43**: 1298-1306.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 71-81

S. Casellato

Dipartimento di Biologia, Università di Padova, Via Colombo, 3 - 35121 Padova, Italia.

TRE SECOLI DI BIOLOGIA MARINA NEL MAR ADRIATICO

THREE CENTURIES OF MARINE BIOLOGY IN THE ADRIATIC SEA

Abstract

The history of marine biology of the Adriatic Sea, particularly in the eighteenth and nineteenth centuries, was presented. Naturalists as Vitaliano Donati, author of the first important work, regarding the study of the Adriatic flora and fauna, and Giuseppe Valentino Vianelli, Giuseppe Olivi, Stefano Chiereghin, Stefano Andrea Renier, Fortunato Luigi Naccari, Giandomenico Nardo, all from Chioggia, were very operative in the second half of '700 and in the first part of '800. In the Stazione Zoologica of S. Andrea in Trieste, , another important centre in the northern Adriatic area, many famous naturalists, as Von Baer, De Syrsky, Graeffe and many others, contributed to important discoveries in the marine biology field. At last, the figure of Aristocle Vatova, who worked before at Rovigno in Marine Biology Institute and after at Venezia, Camerino and Taranto, was presented.

Key-words: *history, marine biology, Adriatic Sea.*

Il Settecento

Gli storici della Biologia sono d'accordo nell'indicare il lavoro di Vitaliano Donati (1750): "Della storia naturale marina dell'Adriatico" (Fig. 1) come un'opera che nel '700 è stata di stimolo ai successivi studi di biologia marina. Se ne ha la conferma scorrendo l'ampia rassegna bibliografica che presenta Giandomenico Nardo, naturalista della seconda metà dell'800, al quale si deve, tra l'altro, il merito di aver ideato e progettato un Museo di Storia naturale a Venezia, museo che fu realizzato parecchi anni dopo la sua morte (Ratti, 1998). Nardo presenta in ordine cronologico dal '500 al 1875, con annotazioni *simil abstract* tutti i lavori che avevano come argomento il Mare Adriatico e le sue lagune (Nardo, 1877). Prima del 1750 non sono molti i lavori pubblicati, tra questi attirano, l'attenzione quello di Antonio Vallisneri *senior* (1661-1730) sulla scoperta delle ovaie in anguille mature, provenienti dalla Laguna di Comacchio (Vallisneri, 1715), quello di Gian Girolamo Zanichelli (1662-1729), che segnala nel 1720 la presenza del vitello di mare (foca monaca) al largo di Rovigno, o il lavoro del 1749 di Giuseppe Valentino Vianelli (1720-1807) sulla fosforescenza delle acque marine originata dalla "luccioletta" *Neris noctiluca.*

Vitaliano Donati (Fig. 2) nasce a Padova nel 1719 e si laurea in questa città in Filosofia e Medicina nell'allora *Università degli Artisti.* Tra i suoi docenti ci sono Giovanni Poleni (1683-1761), fisico ingegnere e Antonio Vallisneri *junior* (1708-1777) unico figlio maschio del celebre omonimo padre, al quale la storiografia ufficiale non ha ancora dedicato grande attenzione. Relegato a figura di secondo piano è ricordato soprattutto per aver regalato allo Studio patavino le collezioni museali del padre, per averne curato le pubblicazioni postume e per essere stato il primo docente di Storia naturale dal 1734 al 1777 a Padova (Casellato, 2002). Al seguito del Poleni, che deve provvedere al restauro della cupola di S. Pietro, Donati va a Roma nel 1742, e l'incontro con l'Archiatra Antonio Leprotti gli dà l'opportunità di iniziare le sue ricerche naturalistiche. La proposta che l'alto prelato gli fa è quella di raccogliere materiale dal Regno delle due Sicilie per allestire un gabinetto naturalistico, annesso alla cattedra di

Storia naturale, che Benedetto XIV intendeva istituire alla Sapienza, cattedra alla quale il Donati aspirava: non riuscirà ad averla, ma ne otterrà comunque un'altra a Torino, nel 1750.

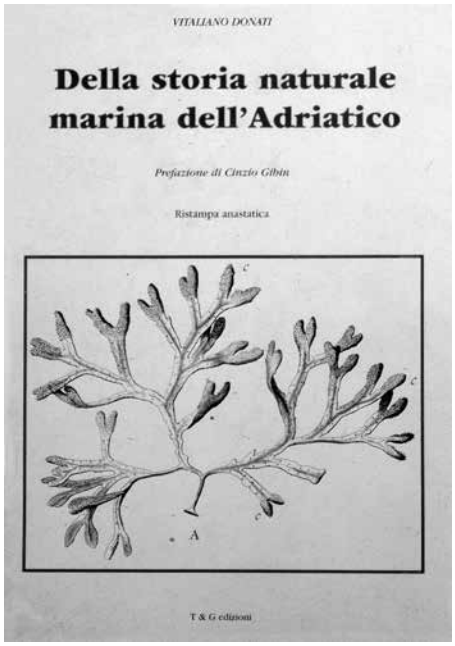


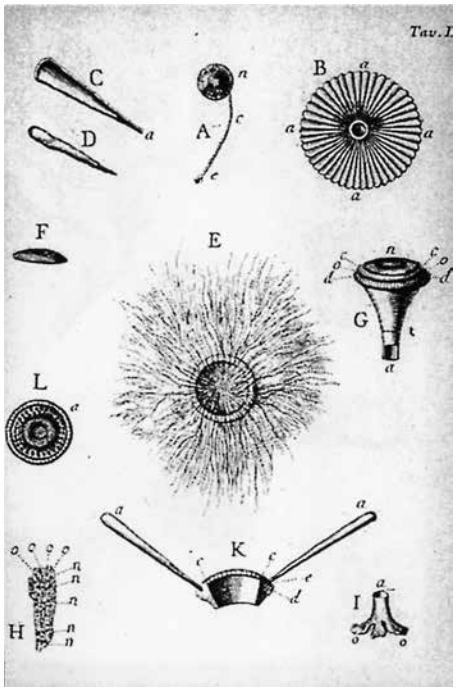
Fig. 1 - Ristampa anastatica del 1999 del Saggio di V. Donati.
Anastatic reprint (1999) of the work of V. Donati.

L'imperversare della peste a Messina, però, costringe il Donati a cambiare programma e a spostare le sue ricerche nella zona adriatica dell'Illiria, quella regione, allora, compresa tra la Dalmazia e l'Albania. Pubblica i risultati di quelle ricerche a Venezia nel 1750, sotto forma di un saggio, con 10 tavole di disegni, dedicato all'archiatra Leprotti. Donati, in questo saggio, che ha una grande diffusione in Europa, fornisce, come prima cosa, un quadro fisico-geologico del fondale del mare Adriatico, nel filone di quegli studi, iniziati da Ferdinando Marsili, che sostenevano che la struttura del fondo marino fosse uguale a quello della superficie terrestre. Il ruolo propulsivo che tale lavoro ha, in particolare sulle ricerche geo-



Fig. 2 - Vitaliano Donati.

paleontologiche successive, sarà rimarcato, un secolo più tardi dallo stesso Achille De Zigno (1853). Donati descrive per la prima volta una svariata serie di "oggetti" marini come il "Virsoide"(*Fucus*) o il "Cesalpino" (*Acetabularia)* (Fig. 3), alghe che ebbe occasione di trovare abbondanti in più luoghi dell'Adriatico. I suoi studi contribuiscono a porre la parola definitiva sulla questione, a lungo dibattuta nel '700, riguardo all'animalità del corallo. Osservando meticolosamente al microscopio i polipi, individua le analogie che questi organismi, creduti fino ad allora dei fiori o dei minerali, hanno con altri animali marini già descritti (Fig. 4); il suo, oltre ad essere un contributo alla conoscenza del ricco patrimonio marino, ha anticipato risultati successivamente confermati da altri studiosi, fornendo una rappresentazione della

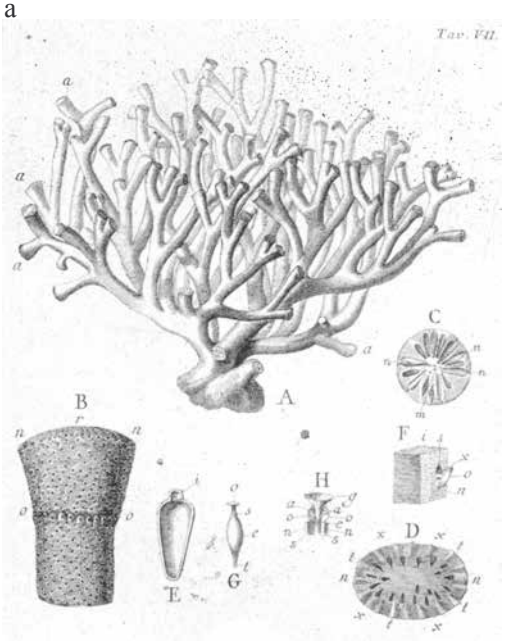


natura secondo un'immagine "a rete", indubbiamente originale rispetto all'immagine del primo settecento, basata sul concetto di una "catena degli esseri" su scala lineare.

Dall'ultimo quarto del 18° secolo fino alla prima metà del 19°, si era sviluppato a Chioggia un vero cenacolo di studiosi di Scienze naturali dedito, in particolare alla biologia marina. Tutta la scuola chioggiotta dal suo iniziatore il già citato Giuseppe Valentino Vianelli a Giuseppe Olivi (1769-1795) da Stefano Chiereghin (1745-1820) a Giandomenico Nardo (1802-1877), assistente di Stefano Andrea Renier (1759-1830) e per ultimo Fortunato Luigi Naccari (1793-1860), che tenta, senza riuscirvi, prima del 1837 di costituire un museo di Scienze naturali a Chioggia, presso il Seminario Vescovile (Nardo, 1867). Giuseppe Olivi

Fig. 3 - Disegni allegati al Saggio di Donati.
Some drawings in the Donati's work.

a



b

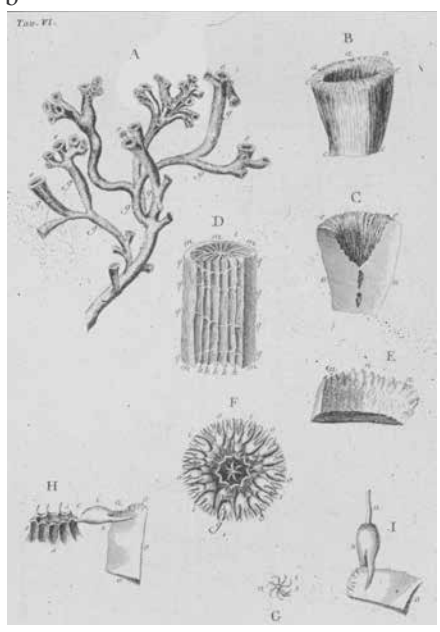


Fig. 4 (a e b) - Descrizione particolareggiata dei coralli (Tav. VI e VII).
Detailed description of corals (Tab. VI and VII).



Fig. 5 - Giuseppe Olivi.

è il più noto tra questi (Fig. 5). La sua prima pubblicazione è del 1791; nel 1792 pubblica la "Zoologia Adriatica" (Fig. 6) volume articolato nella forma epistolare, com'era l'usanza del tempo, indirizzata ad Alberto Fortis (1741-1803) un altro padovano, ecclesiatico di carriera ma naturalista per vocazione, dedito a studi di zoologia marina, nella tradizione del Donati. L'opera di Olivi esce sul finire del secolo e sicuramente rappresenta il risultato di quel movimento di esplorazione del territorio delle acque lagunari e marine sviluppatosi nella seconda metà del '700 soprattutto nel Veneto (Gibin, 1998). In quest'opera ci sono spunti di approfondimenti in tutte le direzioni: Olivi offre il primo esempio di applicazione dei criteri matematici allo studio della forma degli organismi viventi, indicando nel contempo un approccio di tipo quantitativo agli studi di zoologia marina, suggerisce il concetto di valenza ecologica, sostenendo l'importanza della delimitazione della zona d'indagine, rimarcando la necessità di relazionare gli esseri viventi con le caratteristiche dell'ambiente in cui vivono, di comprendere i rapporti tra gli organismi della stessa specie e di specie diverse. Anticipa concetti ecologici e zoogeografici, che solo nel secolo seguente verranno ad una precisa definizione.

Fa parte del gruppo dei naturalisti di Chioggia anche Stefano Chiereghin

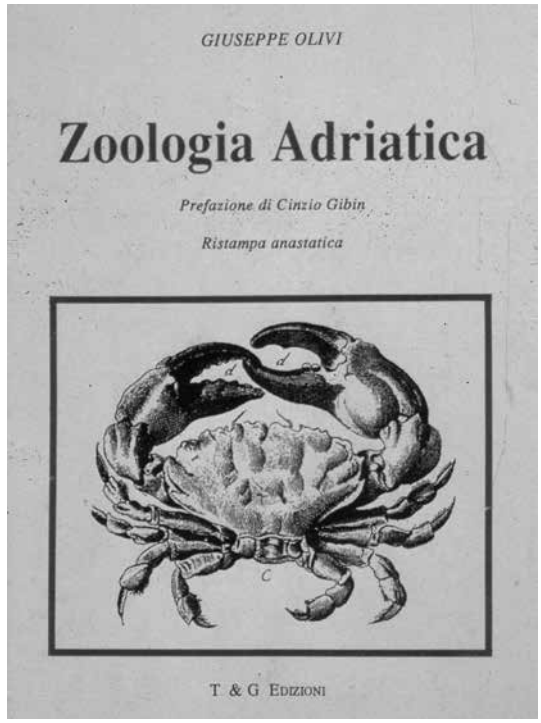


Fig. 6 - Ristampa anastatica del 1995 della "Zoologia Adriatica".
Anastatic reprint (1995) of "Zoologia Adriatica".

(Fig. 7) sicuramente meno noto di Donati e di Olivi, ma che merita un'attenzione particolare. Conservato alla biblioteca Marciana a Venezia c'è il suo prezioso manoscritto "Storia naturale degli animali che abitano la laguna e il golfo di Venezia": straordinaria descrizione in 12 volumi di ca. 800 specie marine adriatiche illustrate magistralmente dall'autore in 1624 tavole pittoriche fedelissime. L'opera non fu mai pubblicata per gli alti costi di riproduzione. Se ne progettò (senza peraltro realizzarla) nel 1847, la pubblicazione in occasione del IX Congresso degli Scienziati italiani, organizzato a Venezia dall'Istituto Veneto (Ratti, 1998). Il poderoso lavoro, vero archivio sistematico di oltre 40 anni di osservazioni, consente di avere un'idea precisa dello stato delle conoscenze di allora, poiché Chiereghin sapeva riprodurre in maniera fedele e particolareggiata gli organismi marini che andava osservando, con riferimento puntuale alle reali dimensioni dell'oggetto descritto. La sua capacità artistica, esaltata dallo stesso Canova, (che diceva di lui: "ha l'anima nelle mani") si coniugava magistralmente con le sue competenze di naturalista.



Fig. 7 - Stefano Chiereghin.

Recentemente, l'opera ha finalmente avuto l'onore della stampa con due eleganti e corposi volumi uno di disegni e l'altro di testi, entrambi fedeli agli originali, per la cura di C. Gibin, che, pochi anni prima aveva curato anche la pubblicazione dei 50 disegni preparati da Chiereghin per Lazzaro Spallanzani (1729-1799) (Fig. 9), conservati presso la biblioteca comunale di Reggio Emilia (Gibin, 1997). Dovevano essere le illustrazioni (Fig. 8 a, b e c) a corredo della poderosa opera che lo scandianese aveva in mente di pubblicare sulla storia naturale del mare.

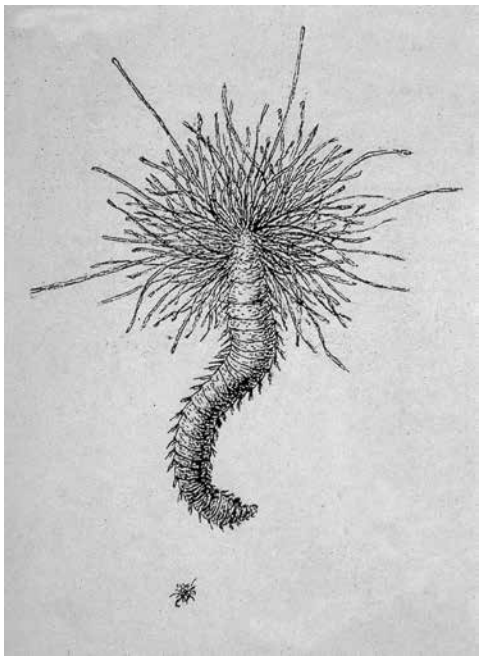
Spallanzani soggiorna a Chioggia in tre periodi diversi: nel 1782, 1784 e 1795; il 1784 è il periodo più importante per le sue ricerche condotte nella laguna di Venezia e nella parte settentrionale dell'Adriatico. Spesso lo accompagna proprio Stefano Chiereghin. Nei periodi trascorsi a Chioggia, Spallanzani compie ricerche sul meccanismo di nutrizione delle spugne, che chiariscono definitivamente la ipotizzata, ma fino ad allora non dimostrata, "animalità " di questi organismi. Non dimentichiamo che per tutto il '700 si continuerà a parlare di "zoofiti" e di "plantanimali". Frequentando quel gruppo di specialisti di flora e fauna marina, che si riunivano nel gabinetto scientifico del medico Bartolomeo Bottari (1732-1780), acquisisce da loro notizie sul campo utili per quel suo progetto sostenuto anche dalle ricerche di biologia marina che andava compiendo in quegli anni lungo altre coste italiane, da Portovenere sul mar Ligure (dove istituisce una stazione biologica), a Messina e a Rovigno.

Giuseppe Olivi faceva parte di questo cenacolo e i due sicuramente si incontravano e avevano scambi culturali. Ma Spallanzani, quando seppe che Olivi stava dando alle stampe la sua *Zoologia Adriatica*, si dimostrò contrariato, proprio perché si vedeva

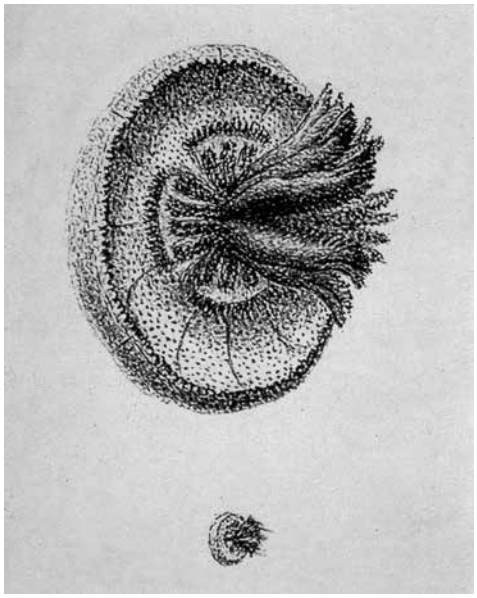
sfuggire l'opportunità di avere il diritto di primogenitura sulle ricerche svolte in Adriatico. Tanto è che si rifiutò di fare la presentazione del volume. Non è nuovo certo lo Spallanzani a comportamenti del genere: basta pensare alle feroci critiche di cui fece oggetto Antonio Vallisneri *junior*, dapprima suo maestro e consigliere, poi denigrato pubblicamente come aristotelico ("intriso di pece peripatetica") (Contardi, 1994). Le ragioni di un simile comportamento non erano dovute solo a profonde divergenze in campo scientifico, ma anche a fatti più personali: Vallisneri aveva deluso le sue aspettative di aiuti e protezioni.

L'Ottocento

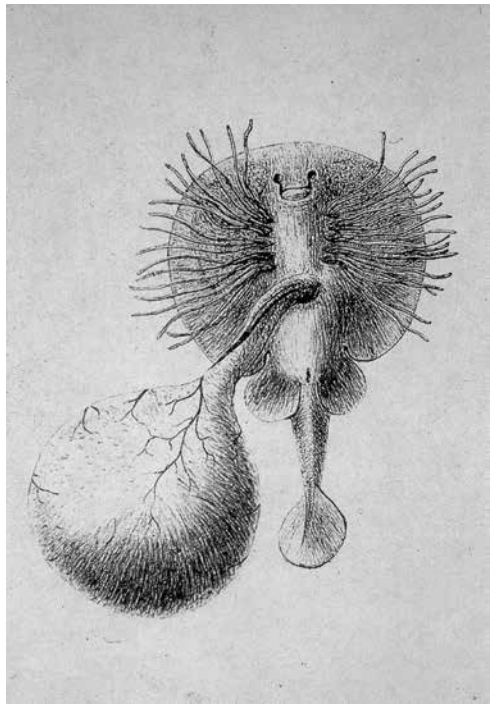
Anche Stefano Andrea Renier (Fig. 10) fa parte del gruppo di Chioggia. Nel 1806 gli viene attribuita dal Governo di Vienna la cattedra di Storia naturale, che taceva dal 1777. A lui si guarda perchè in



a



b



c

Fig. 8 - Alcuni disegni di Stefano Chiereghin preparati per Spallanzani (da Gibin, 1997).

Some drawings of Stefano Chiereghin for Spallanzani.

possesso di una buona produzione nel campo naturalistico; sulla piazza d'altra parte non c'e grande scelta: l'Olivi, che, a dire il vero, aveva fatto tentativi, anche con l'aiuto della famiglia Memmo, nella direzione di farsi assegnare tale cattedra, era morto nel 1796 alla età di soli 26 anni. Lazzaro Spallanzani, che aveva gravitato nell'ambiente dello Studio patavino e aveva sicuramente competenza e notorietà, acquisita soprattutto dopo il suo saggio del 1765, che lo aveva imposto all'attenzione del mondo scientifico europeo, si era inimicato con i suoi taglienti giudizi gli accademici locali (Casellato, 2002) e poi era già approdato con soddisfazione a Pavia dal 1769. Renier aveva scoperto nel 1793 un nuovo genere di botrillo (che Lamark, aveva chiamato in suo onore *Polycyclus renieri*). Ne aveva dato comunicazione allo stesso Olivi (Renier, 1793). Dal 1804 al 1820 pubblicherà un buon numero di lavori sulla fauna marina. Purtroppo, per preciso dettato del Governo austriaco, il materiale da lui raccolto nelle sue campagne di ricerca prende la strada di Vienna, poche cose conservate da Nardo, suo assistente, si trovano oggi presso il Museo di Storia Naturale di Venezia (Ratti, 1998).

Nel 19° secolo Chioggia e l'ambiente veneto cedono la scena a Trieste.

Questa città era, alla metà del secolo scorso, l'unico porto di mare della monarchia asburgica; dopo la caduta della Serenissima, ne aveva ereditato il ruolo egemone nel Mare Adriatico e, con l'apertura del Canale di Suez, anche in tutto il Mediterraneo. Trascorrere periodi più o meno lunghi in questa città, studiando la flora e la fauna del suo mare era una piacevole consuetudine per naturalisti e studiosi, che provenivano non solo dall'Austria e dalla Germania, ma anche dalla Cecoslovacchia, dalla Polonia o dalla Russia, come Karl Ernst Von Baer (il famoso scopritore della cellula uovo umana), che proprio a Trieste promuove tutta una serie di iniziative che favorirono lo sviluppo della biologia marina. Egli giunge in quella città nel 1845. Frequenta in questo periodo un gruppo di entusiasti e appassionati naturalisti, tra cui Enrico Koch, commerciante svizzero, che si interessava della malacofauna e Muzio de Tommasini botanico, futuro Podestà della città; insieme, e opportunamente appoggiati e finanziati da autorevoli istituzioni, pongono le basi per la costituzione di un museo per la fauna adriatica: il "Museo Zoologico e Zootomico", che nel 1852 passerà sotto l'egida del comune, con il nome di "Museo Civico di Storia Naturale Ferdinando Massimiliano". La dedica era opportuna poiché Ferdinando Massimiliano (lo sfortunato Principe del Messico)



Fig. 9 - Lazzaro Spallanzani.

oltre ad essere il fratello dell'Imperatore Francesco Giuseppe, era anche un appassionato naturalista, che dai suoi viaggi intorno al mondo aveva raccolto e portato a Trieste numerosi reperti floristici e faunistici. La direzione del museo è dapprima di Koch, gli succedono lo zoologo sloveno Enrico Freyer, il veneziano Enrico F. Trois e finalmente Simeone Adamo de Syrski (1829-1882). Costui, medico naturalista di origine polacca, giunge a Trieste nel 1866. Era un ricercatore qualificato (aveva avuto il merito di scoprire le gonadi maschili nelle anguille), a Trieste precorre con i suoi studi sui cicli riproduttivi di molti animali marini quelli successivi di Eduard Graeffe (1833-1916). Si occupa, tra le altre cose, del problema delle "masse glutinose" nell'alto Adriatico, quelle che oggi chiamiamo "mucillagini". Dalla crociera cui partecipa nel 1868 sulla corvetta "Erzherzog Friedrich" fino alla lontana Cina, porta una grande quantità di materiale che va ad arricchire le collezioni museali di cui è responsabile.



Fig. 10 - Stefano Andrea Renier, professore di Storia Naturale all'Università di Padova, dal 1806 al 1830.

Stefano A. Renier Professor of Natural History at the Padua University, from 1806 to 1830.

Il Museo è frequentato da insigni studiosi, tra questi Johannes Müller, embriologo famoso, Adolph Eduard Grube, che classifica la collezione degli anellidi del Museo, Oscar Schmidt, famoso per aver formulato l'ipotesi, ancor oggi accreditata, sull'avventurosa migrazione riproduttiva dell'anguilla europea attraverso l'Atlantico, Kovalevsky, lo scopritore del dimorfismo sessuale in *Bonellia viridis* e molti altri.

De Syrsky in tutti questi anni va maturando, intanto, il progetto di una Stazione direttamente sul mare, che avrebbe dovuto sorgere in localita Barcola (Stenta, 1922). Non sarà lui, però, a realizzarlo ma C. Claus di Vienna e F.E. Schulze di Graz.

Prende vita, dunque, la "Imperial Regia Stazione Didattica e di Osservazione Zoologica di Trieste", sede distaccata dell'Università di Vienna. La Stazione di Trieste è meta di frequentazione di autorevoli scienziati, elencarli tutti sarebbe troppo lungo Vi lavorarono, tra gli altri, Metchnikoff (sulla fagocitosi negli invertebrati), Hans Driesch, che qui realizza nel 1891 le sue ricerche fondamentali sullo sviluppo embrionale del riccio di mare.

Il Novecento

Agli inizi del '900 la Stazione Zoologica di S. Andrea è potenziata, ha un suo personale effettivo e residente, la dirige il professor Karl Cori, dell'università tedesca di Praga, suo assistente è Adolf Steuer, noto planctologo. Tra il 1904 e il 1910 organizza

numerose crociere oceanografiche lungo tutto l'Adriatico, con le navi "Argo" prima e "Adria" poi. Non sono le sole imbarcazioni a solcare l'Adriatico per scopi di ricerca scientifica in quegli anni: anche la *Stazione Zoologica di Rovigno*, sorta nel 1892, emanazione dell'Acquario di Berlino, promuove alcune crociere con la nave oceanografica "Rudolph Vircow". La Stazione, dopo la prima guerra mondiale passa sotto l'egida del Regio Comitato Talassografico Italiano e successivamente verrà denominata *Istituto Italo-Germanico di Biologia Marina*. Dal 1931 al 1943, sotto la direzione di Vatova, verranno pubblicate dall'Istituto le due riviste: *Thalassia* e *Note dell'Istituto di Biologia di Rovigno.*

Nel '900 lo sviluppo di studi di biologia marina viene promosso da studiosi e ricercatori appassionati, non solo in Adriatico, ma anche nei mari Ligure e Tirreno. Riferimenti più puntuali e completi si possono leggere nel lavoro di Giulio Relini (Relini, 2000)

A Venezia, nel 1899 si svolge il primo Congresso Italiano di Pesca (Vinciguerra, 1899) e, sempre in questa città. viene convocata nel 1910 una Conferenza dei delegati degli Istituti di Studi Adriatici. L'intenzione è quella di creare un organismo internazionale sotto la cui egida si svolgono programmi comuni. Vi aderiscono l'Austria e l'Italia (più tardi anche la Turchia e il Montenegro). Ha origine, dunque, la cosidetta "Commissione Internazionale per lo studio dell'Adriatico" che organizza tra il 1910 e il 1914 cinque importanti crociere, cui partecipano i ricercatori della Stazione di Trieste. Ma la guerra, purtroppo, è alle porte e quando scoppia i ricercatori vengono chiamati alle armi, i tavoli da lavoro rimangono deserti e la Stazione è costretta a chiudere. Gli acquari si svuotano, gli animali sono rigettati in mare (Stenta, 1922). La biblioteca, ricchissima, viene in parte mandata a Vienna (Specchi, 1965), da cui non farà più ritorno, nemmeno dopo il Trattato di Saint-Germain, con il quale l'Austria si era impegnata a restituire tutto il materiale scientifico e bibliografico asportato ai territori ceduti, e in parte rimane a Trieste, in attesa di essere portata nel 1919 alla Stazione Italo-Germanica di Rovigno. Qui verranno portate anche le collezioni botaniche e zoologiche, che ci rimarranno fino al 1943, quando saranno trasportate fortunosamente a Venezia e collocate prima negli scantinati dell'Istituto di Studi Adriatici, poi al Museo di Storia Naturale, dove per un breve periodo saranno anche esposte al pubblico, e, solo nel 1968, approderanno definitivamente alla Stazione Idrobiologia di Chioggia.

Questa istituzione ha una storia recente, ma che si colloca sullo sfondo di una indiscussa tradizione disciplinare dei secoli precedenti alla quale non poteva abdicare. Voluta e realizzata da Umberto D'ancona, che era arrivato a Padova nel 1937, comincia con un piccolo laboratorio per ricerche lagunari in un edificio demaniale sito sull'isola di S Domenico a Chioggia, concesso nel '39 all'università. Nel '41 i lavori sono completati e la Stazione comincia la sua attività, che verrà rallentata per tutto il periodo della 2° guerra mondiale. A guerra finita, con la nomina del primo assistente effettivo Armando Faganelli prende l'avvio nel '46 una serie di ricerche idrografiche e biologiche coordinate da Aristocle Vatova (Casellato, 1994).

Vatova (Fig. 11) era nato a Capodistria nel 1897, si era laureato nel 1919 a Torino con una tesi in Botanica. Dopo aver insegnato scienze nelle scuole di Pola e Rovigno per alcuni anni, viene nominato nel 1924 dal Regio Comitato Talassografico Italiano assistente temporaneo e incaricato della gestione provvisoria dell'Istituto di Biologia marina di Rovigno. Ne diverrà direttore effettivo nel 1929. Aveva in quegli anni al suo attivo numerose ricerche di biologia marina e pubblica il "Compendio della flora e fauna del Mar Adriatico presso Rovigno con la distribuzione geografica delle specie bentoniche" (Vatova, 1928). Dal 1928, in particolare, aveva cominciato ad occuparsi di

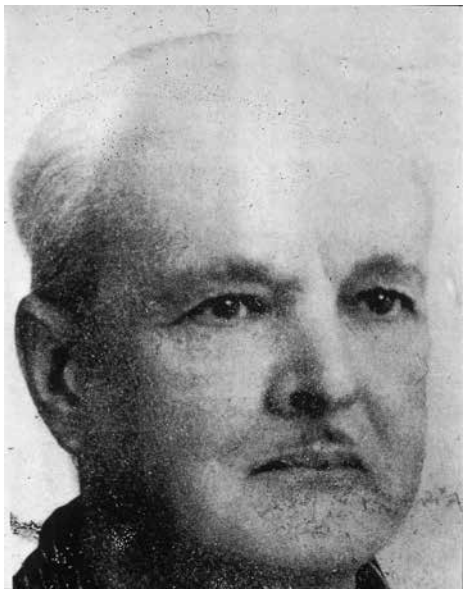


Fig. 11 - Aristocle Vatova.

studi sulla fauna bentonica che rimarrà un tema di ricerca continuato fino agli ultimi anni della sua vita. Tra il ’37 e il ’38 dirige una avventurosa spedizione scientifica in Africa orientale. Nel 1943, in seguito agli accadimenti bellici è costretto a lasciare Rovigno e a Venezia, dove si trasferisce con la famiglia, troverà il modo di ricostruire un Istituto di ricerca biologica marina, presso l’Osservatorio per la Pesca marittima, in un edificio di proprietà del Regio Comitato Talassografico, che successivamente darà origine all’odierno Istituto di Biologia del Mare (Dalla Venezia, 1993). Nel ‘55 Vatova prenderà la strada di Camerino prima e Taranto poi, lasciando Venezia, dove farà ritorno, una volta andato in pensione, agli inizi degli anni ’70. Tutti conosciamo la sua cospicua produzione scientifica, i suoi lavori sulla fauna bentonica della costa adriatica e della Laguna di Venezia sono ancora adesso un punto di riferimento per utili confronti sull’evoluzione delle bionomie bentiche a distanza di più di mezzo secolo. I contenuti delle sue pubblicazioni testimoniano di una grande competenza nei settori più svariati della biologia marina: spaziano dalla chimica-fisica delle acque, alla fenologia delle alghe marine, agli effetti delle alluvioni sulla fauna delle valli salse del Polesine. E testimonianza delle raccolte delle numerose crociere oceanografiche cui partecipò sono la grande quantità di preparati di animali marini, che sono a tutt’oggi conservati presso la Stazione Idrobiologica di Chioggia, dove è ancora identificabile il nucleo originale delle collezioni della Stazione Zoologica di Trieste, collezioni che meriterebbero un’attenzione maggiore di quanta avuta a tutt’oggi (Casellato, 1996).

La presente rassegna vuole chiudersi intenzionalmente con la prima metà del ‘900. Dopo di allora la “storia” della Biologia marina in Adriatico riguarda personaggi che fanno parte della “contemporaneità” e non vorrei occuparmene in questo lavoro.

Bibliografia

CASELLATO S. (1994) - La Stazione Idrobiologica di Chioggia: cenni storici e collezioni floro-faunistiche ivi conservate. *Chioggia, rivista di studi e ricerche*, **11**: 107-1110.

CASELLATO S. (1996) - Collezioni floro-faunistiche marine della Stazione Idrobiologica di Chioggia. In: C. Gregolin (ed), *I Musei le Collezioni scientifiche e le Sezioni antiche delle Biblioteche*, Padova: 86-88.

CASELLATO S. (2002) - Antonio Vallisneri *junior.* In: S. Casellato S., L. Sitran-Rea (eds), Professori e scienziati nel Veneto del Settecento. *Contributi per la Storia dell’Università di Padova:* 570-578.

CONTARDI S. (1994) - *La rivincita dei Filosofi di carta*. Olschki, Firenze.

DALLA VENEZIA L. (1993) - Ricordo di Aristocle Vatova. *Notiziario S.I.B.M*, **23**: 3-10.

DE ZIGNO A. (1853) - *Della Geologia e suoi progressi prima del secolo XIX.*

DONATI V. (1750) - *Della storia naturale marina del Mar Adriatico, Venezia.*

GIBIN C. (1997) - *L’esplorazione del Golfo di Venezia. I disegni del naturalista chioggiotto Stefano*

Chiereghin per Lazzaro Spallanzani. T & G Ed., Conselve, Padova.
GIBIN C. (1998) - La tradizione naturalistica a Chioggia dopo Olivi. In: B. Battaglia, G.A. Danieli, A. Minelli (eds), *Le Scienze biologiche nel Veneto dell'Ottocento*. Atti del 6° Seminario di Storia delle Scienze e delle Tecniche nell'Ottocento Veneto. Ist. Ven. Sc. Let. Ed Arti, Venezia: 23-89.
GIBIN C. (a cura di) (2001) - *Stefano Chiereghin. Descrizione dè Pesci, dè Crostacei e dè Testacei che abitano le lagune e il Golfo Veneto.* Canova, Treviso.
MINIO M. (1934) - I naturalisti che studiarono la Laguna. *Monografia: "La laguna di Venezia",* **3** (41): 76 pp.
NARDO G. (1867) - Cenni biografici relativi alla vita scientifica del naturalista chioggiotto cav. Fortunato Luigi Naccari. *Estratto Commentario della Fauna , Flora e Gea*, Venezia, **2**: 3-14.
NARDO G. (1877) - Bibliografia cronologica della fauna del Mar Adriatico. *Atti R. Ist. Ven. di Sc. Let., Ed Arti,* Venezia.
OLIVI G. (1796) - *Zoologia Adriatica, ossia, Catalogo ragionato degli animali del golfo e della Laguna di Venezia, preceduto da una dissertazione sulla Storia fisica e naturale del Golfo*, Bassano.
RATTI E. (1998) - Le origini del Museo Civico di Storia Naturale di Venezia. In: B. Battaglia, G.A. Danieli, A. Minelli (eds), *Le Scienze biologiche nel Veneto dell'Ottocento.* Atti del 6° Seminario di Storia delle Scienze e delle tecniche nell'Ottocento Veneto, Ist. Ven. Sc. Let., Ed Arti, Venezia: 181-191.
RELINI G. (2000) - La Biologia marina in Italia. *Biol. Mar. Medit.*, **7**: 28-77.
RENIER S.A. (1793) – *Sopra il Botrillo plantanimale marino. Lettera al Signor abate G. Olivi*, Chioggia.
SPECCHI M. (1965) – La Stazione Zoologica di S. Andrea a Trieste. *Boll. Soc. Adr. Sc*., **53**: 183-196.
STENTA M. (1922) – Trieste negli studi di Biologia marina. *Atti Soc. It. Progr. Sc*.: 1-21.
VALLISNERI A. (1715) - *Nuova scoperta delle uova, ovaja e nascita delle anguille.* Op. V, II, Venezia.
VATOVA A. (1928) - Compendio della Flora e Fauna del Mare Adriatico presso Rovigno con la distribuzione geografica delle specie bentoniche. *R. Com. Talass. Italiano. Memoria,* **142**: 614 pp.
VIANELLI G.M.F. (1749) - *Nuove scoperte intorno le luci notturne dell'acqua marina.* Venetiis.
VINCIGUERRA D. (1899) - Il primo Congresso italiano di Pesca. *Rivista Marittima*: 1-18.
ZANICHELLI J.G. (1722) - *Relazione popolare sopra un vitello marino preso nell'Adriatico, vicino a Rovigno*, Venezia.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 82-88

N. Cingolani, E. Arneri, A. Santojanni, A. Belardinelli,
G. Giannetti, S. Colella, F. Donato

Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima, IRPEM – CNR, Largo Fiera della Pesca - 60125 Ancona, Italia.
cingolani@irpem.an.cnr.it

STOCK ASSESSMENT OF SARDINE (*SARDINA PILCHARDUS*, WALB.) IN THE ADRIATIC SEA

VALUTAZIONE DELL'ABBONDANZA DELLO STOCK DI SARDINE (SARDINA PILCHARDUS, *WALB.) IN ADRIATICO*

Abstract

Sardine (Sardina pilchardus, *Walb.) is one of the most important commercial species of both Mediterranean and Adriatic Sea. Since 1975, IRPEM has been conducting research on the stock assessment of both sardine and anchovy for the central and northern Adriatic, by means of population dynamics methods. In this paper, the estimates of sardine stock biomass at sea in the period 1975-1999 were discussed. These estimates were obtained using two methods based on different data inputs. The primary method used was Virtual Population Analysis (VPA) and the second one was the DeLury ad hoc method. The effects on biomass values due to the estimated quantities of sardine discarded at sea because not marketable, in some Italian ports, were also evaluated. The assessments indicated that the mid-year sardine stock biomass rose from 400,000 tons in 1975 to a peak of 950,000 tons in 1984. After that, the biomass declined, with current levels being 300,000 tons. The effect due to discard corrected catches was small. The sardine total catch was quite far from the stock biomass at sea: the mean annual catch in the period 1975-1999 is 50,000 and, in 1999, catches were about 20,000 tons. However, the mean ratio between total catch and the spawning biomass estimated by VPA is around 0.20 in the period 1975-1999, and the current ratio is around this value.*

Key-words: *clupeoid fisheries, catch statistics, stock assessment, population dynamics.*

Introduction

Sardine (*Sardina pilchardus*, Walb.) is one of the most important commercial species of both Mediterranean and Adriatic Sea. The small pelagic fishery is particularly diffuse in the northern and central Adriatic Sea and sardine is fished by the fleets of Italy, Slovenia, Croatia and former Yugoslavia. On the basis of IRPEM database, the mean annual catch of sardine in these areas is around 50,000 tons in the time interval 1975-1999.

Since 1975, IRPEM has been conducting research on the biology and stock assessment by population dynamics methods of sardine and anchovy, in the northern and central Adriatic Sea (Levi *et al*., 1984, 1985; Cingolani *et al*., 1993; Carvalho *et al*., 1994; Arneri, 1996; Cingolani *et al*., 1996 a, b, 1998 a, b, c; Santojanni *et al*., 1999, 2001a, b). This has involved and still involves the regular collection of catch, fishing effort and biological data pertaining to these stocks at a number of ports along the Italian Adriatic coast. Catch data have also been obtained for Slovenia, Croatia and former Yugoslavia.

This paper deals with the estimates of stock biomass at sea of sardine, in the period 1975-1999. Assessments were carried out by means of three population dynamics methods based on different data inputs: Virtual Population Analysis (VPA), the primary method used here, and two types of a modified DeLury stock depletion model. The effects on biomass values due to the estimated quantities of sardine discarded at sea because not marketable, were also evaluated. All these assessments were thought

for a single stock. In fact, the results obtained from a research on genetic separation of sardine (and anchovy) stock in the Adriatic Sea, did not support genetic differentiation between sardines (Carvalho *et al*., 1994).

Materials and methods

Data

Monthly landings have been collected in the major fishing ports for pelagic fish along Italian coast (major ports in the text) as, from north to south, Trieste, Chioggia, Porto Garibaldi, Cesenatico, Cattolica, Ancona, San Benedetto del Tronto, Vieste, and also in other fishing ports with lower landings. Landing data for Croatia, Slovenia and former Yugoslavia have been derived from published sources (Anonymous, 1975-1993, 1994) and the Institute of Oceanography and Fisheries of Split (G. Sinovcic, pers. comm.).

In order to obtain the best estimates of catches, landings of the Italian fleet were corrected (catches with or without discard correction in the text) taking into account the annual quantities of sardine discarded at sea because not marketable. These quantities were estimated in a recent investigation carried out jointly by IRPEM and Marine Resources Assessment Group (London, UK) and funded by European Commission (EU project 97/065). Discard corrections were made only for the years since 1987 onwards, because there was no incentive to discard sardines before this date.

Catch and fishing effort data were utilised to calculate a time series of Catch Per Unit of Effort (CPUE), with effort being thought as directed to both sardine and anchovy. In fact, the two species are often mixed in shoals and the fishermen usually are not able to distinguish the species composition of these shoals, so that the catches are generally composed of a mixture of sardines and anchovies. The CPUE calculated for Porto Garibaldi was used in the assessments because, in this port, the best series of effort and major amount of caught sardine and anchovy were recorded.

Monthly biological samples have been collected in the major ports (Cingolani *et al*., 1998c). Annual catch weighted length frequency distributions of the catch were obtained for these ports. Age was estimated by reading sardine otoliths and annual age-length keys were calculated. These keys were then applied to the annual catch weighted length frequencies in order to obtain the annual age frequency distributions of the total catch. A raw recruitment index for a year was calculated as the proportion of 13-14.9 cm sardines on the total, in the catches of Porto Garibaldi.

Assessment methods: Virtual Population Analysis (VPA)

Virtual Population Analysis (VPA) is a powerful and common method in fishery stock assessment. It is based on analysis of the annual age frequency distributions of total catch (Hilborn & Walters, 1992). Here, age classes of sardine ranged from 0 to 6+, with the last class including individuals older than 6 years. VPA calculations require an estimate of the natural mortality rate, M, assumed as a constant function of age and time. It was assumed equal to 0.5 (yr^{-1}) on the basis of the observed age distributions of the catches (Cingolani *et al*., 1993; 1998a, c) and taking into account the estimate reported by Sinovcic (1986) for the Adriatic Sea. VPA was carried out using the Laurec-Shepherd tuning (with CPUE data of Porto Garibaldi) and the software package MAFF-VPA (Ministry of Agriculture, Fishery and Food, UK), developed by Darby & Flatman (1994).

Assessment methods: DeLury model with recruitment index

The DeLury model with recruitment index is a stock depletion model using the annual values of total catch and CPUE, which also takes into account interannual variability in recruitment (MRAG, 1992). It is fitted to empirical data by statistical methods. The relationship between the number of adults at sea in the year t+1 and those in the previous year t is given by:

$$N_{t+1} = [(N_t + \lambda R_t) e^{-M/2} - C_t] e^{-M/2}$$

where N_{t+1} and N_t are the numbers of adults at the beginning of the year t+1 and t, respectively; C_t is the total number of individuals caught during the year t; R_t is the recruitment index during the year t; λ is the constant of proportionality between the recruitment index and the true annual recruitment number, and is estimated by fitting the model; M is the natural mortality rate and was assumed equal to 0.5 such as for VPA. The model was fitted by the software package CEDA (Catch Effort Data Analysis), developed by MRAG (1992).

Assessment methods: DeLury ad hoc *method*

Previous attempts to use the DeLury model with recruitment index in sardine stock assessments did not yield reliable results (Cingolani *et al*., 1993, 1998 a, b, c). In those assessments it was necessary to use an *ad hoc* modification of the DeLury model with recruitment index. The assumed relationship between the numbers of individuals at sea in the year t+1 and in the previous year, t , is now based on the same equation as for the DeLury model with recruitment index, except that the term $N_t + \lambda R_t$ is replaced by T_t, the total number of individuals. Based on the equation for the expected catch (MRAG, 1992) for the DeLury model, T_t satisfies the relationship:

$$T_t = (CPUE_t / q + C_t / 2) e^{M/2}$$

where q is the catchability coefficient. Note that now there is no statistical fitting and the recruitment index series is not used. As was done in earlier sardine assessments, the catchability coefficient for sardines, associated with a given fishing effort series, was assumed to be equal to the corresponding coefficient estimated for anchovies using the same fishing effort series. Different values for the catchability coefficient were used in order to evaluate the sensitivity of biomass estimates to this parameter: they were derived from the anchovy assessment based on the DeLury model with recruitment index, which fitted well the empirical data (Cingolani *et al*., 1998 a, b). Those values were adjusted to take into account the present (new) fishing effort. They were q = 1.29E-05, with 70% confidence interval 5.37E-06 - 2.11E-05. The natural mortality rate, M, was assumed to be 0.5, as for VPA and DeLury model.

Results and discussion

Making corrections for sardine discards implied an increase in the total catches. The annual total catches with and without discard correction are compared over time in Fig. 1. The increases in annual catches due to the discard correction are relatively small: they range from around 900 to 4,000 tons (3-17%).

VPA yielded sensible results. The mid-year stock biomass at sea estimated using data with discard correction, is plotted as a function of time in Fig. 2. Annual discard corrected catches are also shown. The biomass increases between 1975 and 1984 and then declines up to 1999, although after 1992, the rate of decline is slower. The lowest

value of biomass is in 1999. In the same figure, the corresponding biomass estimated using data without discard correction is plotted. It is clear that the influence of discard correction on the VPA results is very small. Estimated mid-year biomass at sea as a function of age class is shown in Tab. 1, for VPA with discard correction. It is clear that the high levels of total biomass estimated in the 1980s result to be associated to high levels of biomass for the age class 0 (i.e. recruits) and 1.

Tab. 1 - Sardine mid-year biomass (tons * 10^{-3}) estimated by VPA with discard correction, as a function of age class.
*Biomassa (tonnellate * 10^{-3}) di sardina a metà anno nelle differenti classi di età, stimata mediante VPA con la correzione relativa allo scarto.*

Year	Age 0	Age 1	Age 2	Age 3	Age 4	Age 5	Age 6+
76	185	108	68	51	23	10	11
79	161	114	102	66	23	7	9
82	267	193	90	56	26	13	16
85	232	264	241	81	43	9	12
88	216	187	85	59	47	38	19
91	138	102	81	65	40	12	4
94	105	80	58	45	26	14	30
97	102	74	60	40	24	13	7

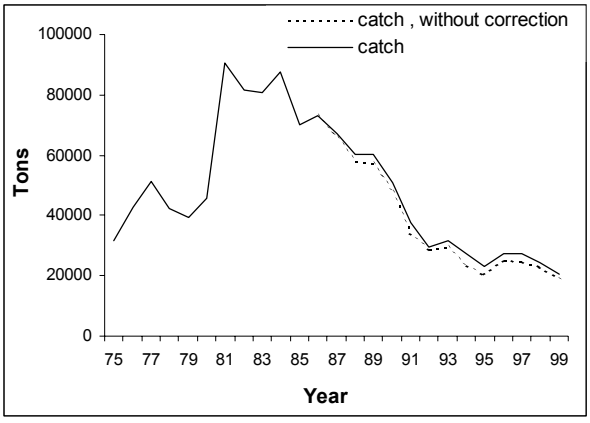


Fig. 1 - Sardine catch, with and without discard correction.
Cattura di sardina, con e senza la correzione relativa allo scarto.

As in earlier sardine assessments the DeLury model with recruitment index did not provide a satisfactory fit to the data, either with or without discard correction. Almost certainly, this very poor fit resulted from flaws in the estimated recruitment index. It was therefore necessary to revert to the DeLury *ad hoc* method. The mid-year stock biomass estimated by DeLury *ad hoc*, using data with discard correction and both q=1.29E-05 and q=5.37E-06, is plotted as a function of time along with discard corrected catches, in Fig. 3. The use of q=2.11E-05 yielded biomass values not reported in the figure, closer to the those obtained using q=1.29E-05. Also shown on this plot are

the corresponding biomasses estimated by the VPA performed using discard corrected data. From around 1984, the VPA estimates of biomass are quite close to those for the DeLury *ad hoc* using q=5.37E-06. Prior to 1984, the DeLury *ad hoc* estimates of biomass show strong fluctuations not present in the VPA estimates, though the levels around which they fluctuate are consistent with the VPA estimates.

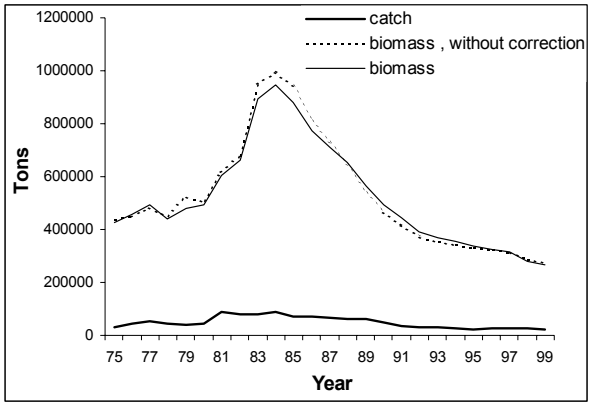


Fig. 2 - Sardine mid-year biomass at sea estimated by VPA, with and without discard correction.

Biomassa in mare di sardina a metà anno, stimata mediante VPA con e senza la correzione relativa allo scarto.

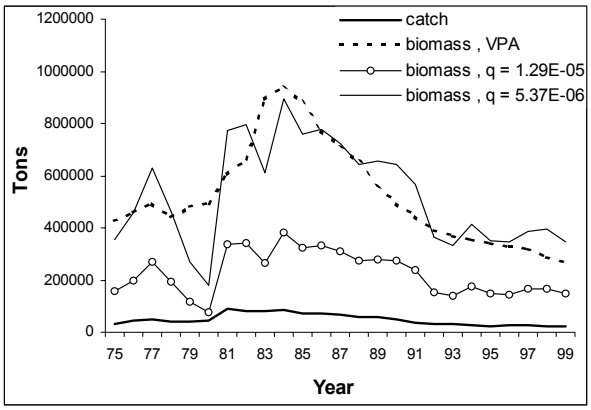


Fig. 3 - Sardine mid-year biomass at sea estimated by VPA and DeLury *ad hoc* method (see text), with discard correction.

Biomassa in mare di sardina a metà anno, stimata mediante VPA e metodo di DeLury ad hoc *(vedere testo), con la correzione relativa allo scarto.*

Conclusions

The assessments indicated that the mid-year sardine stock biomass rose from 400,000 tons in 1975 to a peak of 950,000 tons in 1984. Then the biomass declined, with current levels being 300,000 tons. The sardine total catch was quite far from the stock biomass at sea: the highest catches were estimated between 1981 and 1985, at 80,000 tons, after which they fell to 30,000 tons in the early 1990s and about 19,000 tons in 1999. However, the mean ratio between total catch and the spawning biomass

estimated by VPA is around 0.20 in the period 1975-1999, and the current ratio is around this value.

Riassunto

La sardina (*Sardina pilchardus*, Walb.) è una delle più importanti specie di interesse commerciale dell'Adriatico centrale e settentrionale. A partire dal 1975, l'IRPEM conduce una ricerca sulla valutazione dell'abbondanza degli stock di sardine e alici nelle suddette aree, mediante metodi di dinamica di popolazione. A tale scopo sono stati (e sono tuttora) raccolti dati relativi alle catture e allo sforzo di pesca nonché dati biologici. Il presente lavoro concerne le stime della biomassa in mare dello stock di sardine nel periodo 1975-1999. Tali stime sono state ottenute mediante due metodi di dinamica che utilizzano differenti tipologie di dati. Il metodo principale in questo contesto è la Virtual Population Analysis (VPA). Il secondo è il metodo di DeLury *ad hoc*. L'analisi dei dati indica che la biomassa in mare dello stock di sardine è aumentata dalle 400.000 tonnellate stimate nel 1975 fino alle 950.000 del 1984. Successivamente la biomassa è diminuita fino ai livelli attuali di 300.000 tonnellate. Tali risultati non sono stati sensibilmente influenzati dall'aver tenuto conto delle quantità stimate di sardina rigettata in mare, in quanto non commerciabile. Le catture totali di sardina presentano valori decisamente più bassi rispetto a quelli della biomassa in mare dello stock: i valori massimi sono stimati tra il 1981 e il 1985, intorno a 80.000 tonnellate. Tali valori sono scesi a 30.000 nei primi anni novanta e a circa 19.000 nel 1999. Va ricordato tuttavia che il rapporto tra cattura totale e biomassa dei riproduttori è pari a 0.20, sia in media che negli anni più recenti.

Acknowledgements

We wish to thank G.P. Kirkwood, Director of the Renewable Resources Assessment Group of the Imperial College of London, for collaboration in statistical analysis. We also thank the Directorate General Fisheries of the European Commission and Direzione Generale della Pesca Marittima del Ministero per le Politiche Agricole, which partially funded this research.

References

ANONYMOUS (1975-1993) - Morska Iovina SFRJ po područjima i glavnim vrstama. *Morsko Ribarstvo*: 27-45.

ANONYMOUS (1994) - Morski ulov Republike Hrvatske po područjima i glavnim vrstama. *Morsko Ribarstvo:* 46 pp.

ARNERI E. (1996) - Fisheries resources assessment and management in the Adriatic and Ionian Seas. FAO-GFCM 3rd Technical Consultation on Stock Assessment in the Central Mediterranean, Tunis, 8-12 November 1994. *FAO Fish. Rep.*, **553** (Suppl.): 7-20.

CARVALHO G.R., BEMBO D.G., CARONE A., GIESBRECHT G., PIERTNEY S.B., CINGOLANI N., LEVI D., PITCHER T.J. (1994) - Stock discrimination in relation to the assessment of Adriatic anchovy and sardine fisheries. *Final Project Report to the Commission of the European Communities*, EC XIV-1/MED/ 91/001/A: 172 pp.

CINGOLANI N., ARNERI E., GIANNETTI G., SANTOJANNI A., BELARDINELLI A. (1998 a) - Valutazione degli stocks pelagici di alici e sardine in Adriatico con metodi di dinamica di popolazione. *Rapporto per il Ministero Italiano per le Politiche Agricole*. Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima, Ancona: 137 pp.

CINGOLANI N., ARNERI E., GIANNETTI G., SANTOJANNI A., BELARDINELLI A. (1998 b) - Assessment of anchovy and sardine stocks in the Adriatic Sea by means of population dynamics. *Biol. Mar. Medit.*, **5**: 321-330.

CINGOLANI N., GIANNETTI G., ARNERI E. (1996 a) - Anchovy fisheries in the Adriatic Sea. *Sci. Mar.*, **60** (Suppl. 2): 269-277.

CINGOLANI N., GIANNETTI G., ARNERI E., LEVI D., PIERSIMONI A. (1993) - Valutazione degli stocks pelagici di alici e sardine in Adriatico con metodi di dinamica di popolazione. *Rapporto per il Ministero Italiano delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali*. Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima, Ancona: 181 pp.

CINGOLANI N., KIRKWOOD G., ARNERI E., ROUSSEAU J., BELARDINELLI A., GIANNETTI G., SANTOJANNI A., BARRY C. (1998 c) - Optimal allocation of effort in sampling for age and

length from commercial fisheries. *Final Project Report to the Commission of the European Communities*, EC XIV/95/33: 185 pp.

CINGOLANI N., KIRKWOOD G., GIANNETTI G., ARNERI E., LEVI D. (1996 b) - Note on the stock assessment of *Engraulis encrasicolus* (L.) and *Sardina pilchardus* (Walb.) of the northern and central Adriatic Sea. FAO-GFCM 3rd Technical Consultation on Stock Assessment in the Central Mediterranean, Tunis, 8-12 November 1994. *FAO Fish. Rep.*, **553** (Suppl.): 1-5.

DARBY C.D., FLATMAN S. (1994) - Virtual Population Analysis: version 3.1 (Windows/Dos) user guide. *Info. Tech. Ser. MAFF Direct. Fish. Res*., Lowestoft, **1**: 85 pp.

HILBORN R., WALTERS C.J. (1992) - *Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty.* Chapman and Hall: 570 pp.

LEVI D., CINGOLANI N., GIANNETTI G.F., SCORCELLETTI R., PELONI E., FRONTINI N. (1984) - Preliminary results on the assessment of two stocks of small pelagic fish in the north-central Adriatic Sea (*Sardina pilchardus*, Walb. and *Engraulis encrasicolus*, L.). *FAO Fish. Rep.*, **290**: 195-198.

LEVI D., CINGOLANI N., GIANNETTI G.F., SCORCELLETTI R., PELONI E., FRONTINI N. (1985) - Stock assessment of *Sardina pilchardus*, (Walb.) and *Engraulis encrasicolus*, (L). of the north Adriatic Sea: some preliminary results. *Quad. Ist. Ric. Pesca Maritima*, **4**: 64 pp.

MRAG (1992) - Catch and effort data analysis, the CEDA package user manual. *Marine Resources Assessment Group 27 Campden Street,* London W8 7EP, UK: 90 pp.

SANTOJANNI A., ARNERI E., BELARDINELLI A., CINGOLANI N., GIANNETTI G. (1999) - Fluctuations of biomass of sardines (*Sardina pilchardus*, Walb.) in the Adriatic Sea. *Atti XIII Congresso A.I.O.L.,* Portonovo, 28-30 September 1998, **13** (1): 11-20.

SANTOJANNI A., ARNERI E., BELARDINELLI A., CINGOLANI N., GIANNETTI G. (2001) - Fishery and stock assessment of sardine *Sardina pilchardus* (Walb.) in the Adriatic Sea. *Acta Adriat.*, **42** (1): 158-168.

SANTOJANNI A., ARNERI E., BELARDINELLI A., CINGOLANI N., GIANNETTI G. (2001 b) Small pelagic fish in the Adriatic: stocks fluctuations and environmental factors. *Archivio di Oceanografia e Limnologia*, **22**: 133-138.

SINOVCIC G. (1986) - Estimation of growth, mortality, production and stock size of sardine, *Sardina pilchardus* (Walb.), from the middle Adriatic. *Acta Adriat.*, **27**: 67-74.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 89-95

A. Santojanni, N. Cingolani, E. Arneri, G. Giannetti,
A. Belardinelli, F. Donato, S. Colella

Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima. IRPEM - CNR,
Largo Fiera della Pesca - 60125 Ancona, Italia.
santojanni@irpem.an.cnr.it

CALCULATION OF SMALL PELAGIC CATCH PER UNIT OF FISHING EFFORT IN THE ADRIATIC SEA

CALCOLO DELLA CATTURA PER UNITÀ DI SFORZO DI PESCA DEI PICCOLI PELAGICI IN ADRIATICO

Abstract

Anchovy (Engraulis encrasicolus, *L.) and sardine* (Sardina pilchardus*, Walb.) are the most important small pelagic species of the Mediterranean and Adriatic fishery. Since 1975, IRPEM has been conducting research on the stock assessment of both species in the central and northern Adriatic Sea, by means of population dynamics methods. The most powerful method used is the Virtual Population Analysis (VPA). In this paper, the annual series of Catch per Unit of fishing Effort (CPUE) - useful for VPA calculations - were shown, with strong emphasis being put on the procedure used to estimate fishing effort by Generalised Linear Model (GLM). The CPUE was obtained separately for anchovy and sardine in the period 1975-1999, using data relative to the fleet of Porto Garibaldi. On the basis of results, the procedure used to calculate effort was reliable. The anchovy CPUE of Porto Garibaldi showed strong fluctuations over years: a quite similar trend was observed in the biomass of all the stock estimated by VPA. Such a consistency also occurred for sardine. However, sardine CPUE showed fluctuations even on a shorter time scale, which were not present in the trend of stock biomass yielded by VPA.*

Key-words: *clupeoid fisheries, fishing effort, fishing power, catch/effort, population dynamics.*

Introduction

Anchovy (*Engraulis encrasicolus*, L.) and sardine (*Sardina pilchardus*, Walb.) are the most important small pelagic species of the Mediterranean and Adriatic fishery. Together, they represent a high proportion of total fish catches. Since 1975, IRPEM has been conducting research on the biology and stock assessment by population dynamics methods of anchovy and sardine, in the northern and central Adriatic Sea (Levi *et al*., 1984, 1985; Cingolani *et al*., 1993; Arneri, 1996; Cingolani *et al*., 1996a,b, 1998a,b,c; Santojanni *et al*., 1999; 2001a,b). This has involved and still involves the regular collection of catch, fishing effort and biological data pertaining to these stocks at a number of ports along the Italian Adriatic coast. Catch data for Croatia, Slovenia and former Yugoslavia have been derived from published sources (Anonymous, 1975-1993, 1994) and the Institute of Oceanography and Fisheries of Split (G. Sinovcic, pers. comm.).

The most used gears in the Italian Adriatic ports for anchovy and sardine are mid-water pair trawls, *volante*. At present about 70 pairs of fishing vessels use this gear, with average engine power of 400 HP and average size of 50 GRT, but there are wide variations in size and engine power. This variability is different in the sampled ports: for example, it is higher in Porto Garibaldi than in Ancona. Another gear used in the Italian ports is given by purse seines, *lampara*. The number of *lampara* vessels can vary from about 40 up to 80 depending on the year and they are concentrated, mainly, in the southern part of the central Adriatic, i.e. south of Ancona. The *lampara* vessels

generally are of bigger size than *volante* vessels, with average GRT being 85, but they have lower engine power, with average being 300 HP (Cingolani *et al*., 1996a). Strong differences between Eastern (Italy) and Western Adriatic (Slovenia and Croatia) are not observed about the gear used.

Such information on fleet and corresponding fishing days are needed to calculate fishing effort. This gives an idea of variations of fishing pressure on the stock over time. Further, the ratio between catch and fishing effort, Catch Per Unit of Effort (CPUE), is a raw but useful index of relative stock abundance at sea. Many dynamics methods require or can utilise CPUE data. The Virtual Population Analysis (VPA) is one of the most powerful dynamics methods and is employed by IRPEM for the assessment of both anchovy and sardine stock. The best estimates of fishing mortality rates yielded by VPA for more recent years, can be obtained by tuning them on the corresponding values of CPUE, e.g. Laurec-Shepherd tuning (Hilborn & Walters, 1992). It is commonly thought that even a CPUE not referred to all the fishing fleet may be useful for these purposes. That means the trend of relative abundance over time, in a specific fishing area, may be assumed to be the same for all the area of the stock assessed. Such a raw assumption allows the use of CPUE data like those mentioned, so it is possible to avoid poor reliability in the fishing mortality rates estimated for recent years. In this paper, the annual series of CPUE, calculated separately for the two species in the period 1975-1999, were shown. Strong emphasis was put on the procedure used to standardise the fishing effort required for CPUE calculation. Some short accounts were also reported about the stock biomass of both species estimated by means of VPA.

Materials and methods

In the past, standardised fishing effort was calculated on both year and month scale following a procedure defined by Levi *et al*. (1985) and using the FPOW software (Abramson, 1971). This procedure takes into account the number of vessels, fishing days spent from each vessel along with the corresponding catch, potential fishing capability of single vessels, such as gear and engine power (Cingolani *et al*., 1993; 1996a; 1998a). Effort was thought to be directed on anchovy as well as sardine. In fact, the two species are often mixed in shoals and the fishermen usually are not able to distinguish the species composition of these shoals, so that the catches are generally composed of a mixture of anchovies and sardines. Two series were calculated, using data of Porto Garibaldi (old effort in the text) and Trieste, Cesenatico, Cattolica. The former series was thought to be more reliable than the latter one, so it was utilised up to recent years (Cingolani *et al*., 1998a,b,c).

Recently, a new series of standardised fishing effort was calculated on both year and month scale by means of a powerful methodology. These effort data were used for the CPUE shown in the present paper. Again, effort was thought to be directed to both species. It was calculated for Porto Garibaldi because, in this port, the best series of effort and major amount of caught anchovy and sardine were recorded. For anchovy, the mean ratio between the catches in Porto Garibaldi and the total one - including Slovenia and Croatia - is around 0.25, in the period 1975-1999. The corresponding ratio for sardine is around 0.20.

Effort was calculated using fishing days and fishing power values of vessel pairs fishing anchovy and sardine in Porto Garibaldi. For each vessel pair h, fishing days are known for each year i (and month j): they were multiplied by the corresponding fishing power value of the vessel pair h. The fishing power is related to the fishing

capability and, here, is relative, since it indicates how much the fishing capability of the vessel pair h is higher or lower in respect to the vessel pair used as the reference point. That implies standardisation of fishing days and, as a consequence, of fishing effort. The values of fishing power were not estimated by the FPOW software like in the past. They were estimated using the statistics methodology Generalised Linear Model (GLM) as suggested by Hilborn & Walters (1992), by the software Statistical Plus. The model employed was the following:

$$\text{Ln Catch rate}_{ijh} = \text{Year}_i + \text{Month}_j + \text{Vessel pair}_h$$

The catch rate is the average amount of kg caught in one fishing day in the month_j of the year_i, by the vessel pair_h. The (natural) logarithm is due to the necessity of transforming the following basic equation, from which the previous one is derived:

$$\text{Catch rate} = \text{Abundance} \cdot \text{Fishing efficiency}$$

Here, the variables Year_i and Month_j are thought to be related to Abundance whereas the variable Vessel pair_h to Fishing efficiency. Such a distinction between the effects on catch rates due to the stock abundance at sea and those due to fishing efficiency of vessels, was clearer using GLM rather than FPOW software.

The reference points Year_i and Month_j were 1975 and January, respectively. The reference point Vessel pair_h was a couple of boats with average GRT=77 tonnes and average HP=268. The fishing power of each vessel pair was the exponential value of the regression coefficient yielded by the GLM analysis. The fishing power of the vessel pair used as reference point was necessarily equal to 1.

The GLM analysis was performed on the data set with catches of anchovy and sardine. The analysis was also carried out using the two data sets with catches separate by species, i.e. anchovy or sardine.

Results and conclusions

The results obtained from the analysis performed on the data set with catches of anchovy and sardine are shown in Fig. 1, by a plot of the observed value of Ln catch rate as a function of the expected one on the basis of GLM. Such a diagnostic gives an idea of how well a model explains variability of data. The closer data points to the straight line are best the fitting is..

The variability of data was mainly explained by the variables Year_i and Vessel pair_h. The value of R^2 was sufficiently high, 0.71. When only anchovy catches were used R^2 was 0.49 with anchovy and 0.43 with sardine. That represented an additional reason to utilise species specific CPUE time series with effort being thought as directed to both species.

The frequency distribution of residuals (i.e. the differences between observed and expected values) obtained from the GLM analysis on catches of both species, showed a deviation from normal distribution in the tails, but, on the whole, the assumption of normal distribution was respected in a satisfactory way. In order to check homoscedasticity, residuals were plotted as a function of the independent variable Year_i . This condition was also respected, with the exception of data relative to 1975, which showed higher variability in respect to the other years.

The annual values of effort so calculated are shown in Fig. 2. The highest values were estimated in the period 1978-1985. It is worth noting that, in the period 1977-1983, high values of quantities of anchovy and sardine in Porto Garibaldi (and other

Italian ports) were withdrawn by AIMA, the Italian governmental agency responsible for interventions in the agricultural market. AIMA withdrawals are just thought to be an incentive for fishery (Cingolani *et al*., 1998 a). In the same figure, the new series of effort is compared with the old series. In order to visualise better the differences in the contrast between the two series, the values of old effort were increased so that the values of both series in 1984 became equal (i.e. each old effort value was multiplied by 1.52). The increase between 1975 and 1978 in the new series is not observed in the old one.

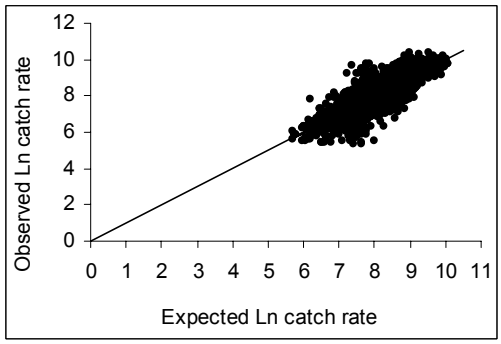


Fig. 1 - Diagnostic plot (see text) for GLM analysis on the data set with Porto Garibaldi catches of anchovy and sardine.

Plot diagnostico (vedere testo) dell'analisi mediante GLM con i dati relativi alle catture di alici e sardine in Porto Garibaldi.

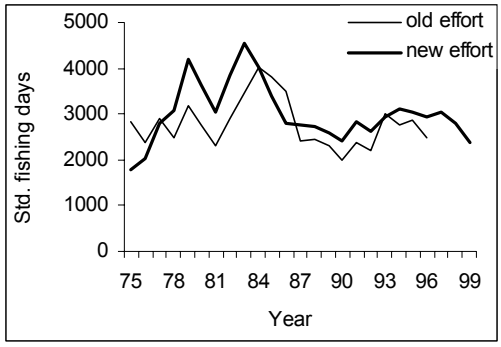


Fig. 2 - Annual values of standardised fishing effort for Porto Garibaldi, directed to anchovy and sardine stock. The new series is compared with the series utilised in the past.

Valori annuali dello sforzo di pesca standardizzato di Porto Garibaldi, diretto agli stock di alici e sardine. La serie temporale recentemente calcolata è confrontata con quella utilizzata in passato.

The annual values of anchovy CPUE are shown in Fig. 3. The CPUE in more recent years was lower than in the second half of 1970s and first half of 1980s. The minimum value was estimated in 1987, when a strong drop in the catch and crisis of the anchovy

fishery took place. This CPUE trend is consistent with the trends of biomass derived from the stock assessments previously carried out, by means of VPA using CPUE based on old effort data (Cingolani *et al*., 1993, 1996 a, b, 1998 a, b, c). In addition, assessments based on echo surveys (Azzali *et al*., 1990) gave a similar trend, with a peak of anchovy stock biomass in 1978, a subsequent decline, the lowest value in 1987 and a subsequent partial recovery. Assessments based on eggs and larvae surveys (Regner, 1996) also yielded higher values of biomass in 1976-1984 in respect to 1989-1990, as well as biomass estimated in 1990 higher than in 1989.

The annual values of sardine CPUE are shown in Fig. 4. The CPUE showed fluctuations even on a shorter time scale. Between 1975 and 1987, it fluctuated considerably over 1-2 year intervals, whereas between 1988 and 1991 it declined slowly and between 1992 and 1999 stayed relatively constant. The trend of this CPUE and the overall trend of biomass of all the sardine stock, estimated by means of VPA using the same CPUE data, were quite similar (Cingolani *et al*., 2002). However, the mentioned fluctuations of CPUE on the shorter time scale were not observed in the values of biomass.

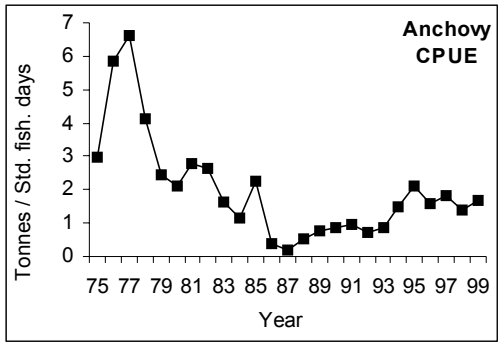


Fig. 3 - Annual values of anchovy CPUE, calculated using data of Porto Garibaldi.
Valori annuali della CPUE dell'alice, calcolata utilizzando i dati di Porto Garibaldi.

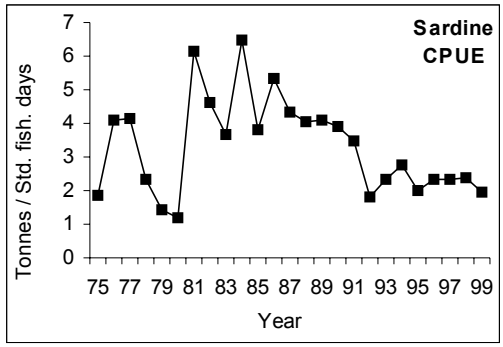


Fig. 4 - Annual values of sardine CPUE, calculated using data of Porto Garibaldi.
Valori annuali della CPUE della sardina, calcolata utilizzando i dati di Porto Garibaldi.

Riassunto

L'alice (*Engraulis encrasicolus*, L.) e la sardina (*Sardina pilchardus*, Walb.) sono tra i piccoli pelagici le specie di maggiore interesse commerciale nel Mediterraneo e in Adriatico. L'IRPEM conduce dal 1975 una ricerca sulla valutazione dell'abbondanza degli stock di entrambe le specie nell'Adriatico centrale e settentrionale, mediante metodi di dinamica di popolazione. Uno di essi è la Virtual Population Analysis (VPA). Le serie temporali dei rapporti tra cattura e sforzo di pesca, Catch Per Unit of fishing Effort (CPUE), possono rappresentare un dato importante nell'utilizzo della VPA, anche quando non sono riferite a tutta la flotta. Possono consentire infatti di ottenere stime più attendibili dei tassi di mortalità dovuti alla pesca, negli anni più recenti. Nel presente lavoro sono mostrate le serie dei valori annuali della CPUE, calcolate separatamente per le due specie dal 1975 al 1999, in relazione alla flotta peschereccia di Porto Garibaldi. Particolare attenzione è stata data alla procedura impiegata per ottenere lo sforzo di pesca. Questo è stato calcolato come diretto a entrambe le specie e utilizzando i giorni di pesca delle unità da pesca e le potenzialità di pesca delle stesse, i.e. fishing powers. Questi ultimi, rispetto alla procedura impiegata in passato (FPOW software), sono stati stimati mediante Generalised Linear Model (GLM). Sulla base dei risultati, la procedura la metodologia GLM si è rivelata affidabile. La CPUE di Porto Garibaldi relativa alle alici presenta forti fluttuazioni nel corso degli anni: un trend abbastanza simile è stato osservato nei valori di biomassa dell'intero stock stimati con la VPA. Un'analoga somiglianza è stata riscontrata per le sardine. Tuttavia, la CPUE delle sardine presenta fluttuazioni anche su una scala temporale più corta, non presenti nel trend della biomassa dello stock stimata con la VPA.

Acknowledgements

We wish to thank G.P. Kirkwood, Director of the Renewable Resources Assessment Group of the Imperial College of London, for collaboration in statistical analysis. We also thank the Directorate General Fisheries of the European Commission and Direzione Generale della Pesca Marittima del Ministero per le Politiche Agricole, which partially funded this research.

References

ABRAMSON N.J. (1971) - Computer programs for fish stock assessment. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **101**: 148 pp.

ANONYMOUS (1975-1993) - Morska Iovina SFRJ po područjima i glavnim vrstama. *Morsko Ribarstvo:* 27-45.

ANONYMOUS (1994)-Morski ulov Republike Hrvatske po područjima i glavnim vrstama. *Morsko Ribarstvo:* 46 pp.

ARNERI E. (1996) - Fisheries resources assessment and management in the Adriatic and Ionian Seas. FAO-GFCM 3rd Technical Consultation on Stock Assessment in the Central Mediterranean, Tunis, 8-12 November 1994. *FAO Fish. Rep.*, **553** (Suppl.): 7-20.

AZZALI M., COSIMI G., LUNA M. (1990) - Rapporto sulla risorse pelagiche dei mari Italiani, stimate con metodi acustici. *Rapporto per il Ministero Italiano della Marina Mercantile*. Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima, Ancona: 12 pp.

CINGOLANI N., ARNERI E., GIANNETTI G., SANTOJANNI A., BELARDINELLI A. (1998 a) - Valutazione degli stocks pelagici di alici e sardine in Adriatico con metodi di dinamica di popolazione. *Rapporto per il Ministero Italiano per le Politiche Agricole*. Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima, Ancona: 137 pp.

CINGOLANI N., ARNERI E., GIANNETTI G., SANTOJANNI A., BELARDINELLI A. (1998 b) - Assessment of anchovy and sardine stocks in the Adriatic Sea by means of population dynamics. *Biol. Mar. Medit.*, **5**: 321-330.

CINGOLANI N., ARNERI E., SANTOJANNI A., BELARDINELLI A., GIANNETTI G., COLELLA S., DONATO F. (2002) - Stock assessment of sardine (*Sardina pilchardus*, Walb.) in the Adriatic Sea. *Biol. Mar. Medit.,* **9** (1): 82-88.

CINGOLANI N., GIANNETTI G., ARNERI E. (1996 a) - Anchovy fisheries in the Adriatic Sea. *Sci. Mar.*, **60** (Suppl. 2): 269-277.

CINGOLANI N., GIANNETTI G., ARNERI E., LEVI D., PIERSIMONI A. (1993) - Valutazione degli stocks pelagici di alici e sardine in Adriatico con metodi di dinamica di popolazione. *Rapporto per il Ministero Italiano delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali*. Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima, Ancona: 181 pp.

CINGOLANI N., KIRKWOOD G., ARNERI E., ROUSSEAU J., BELARDINELLI A., GIANNETTI G., SANTOJANNI A., BARRY C. (1998c) - Optimal allocation of effort in sampling for age and length from commercial fisheries. *Final Project Report to the Commission of the European Communities, EC XIV/95/33*: 185 pp.

CINGOLANI N., KIRKWOOD G., GIANNETTI G., ARNERI E., LEVI D. (1996b) - Note on the stock assessment of *Engraulis encrasicolus* (L.) and *Sardina pilchardus* (Walb.) of the northern and central Adriatic Sea. FAO-GFCM 3rd Technical Consultation on Stock Assessment in the Central Mediterranean, Tunis, 8-12 November 1994. *FAO Fish. Rep.*, **553** (Suppl.): 1-5.

HILBORN R., WALTERS C.J. (1992) - *Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty*. Chapman and Hall: 570 pp.

LEVI D., CINGOLANI N., GIANNETTI G.F., SCORCELLETTI R., PELONI E., FRONTINI N. (1984) - Preliminary results on the assessment of two stocks of small pelagic fish in the north-central Adriatic Sea (*Sardina pilchardus*, Walb. and *Engraulis encrasicolus*, L.). *FAO Fish. Rep.*, **290**: 195-198.

LEVI D., CINGOLANI N., GIANNETTI G.F., SCORCELLETTI R., PELONI E., FRONTINI N. (1985) - Stock assessment of *Sardina pilchardus*, (Walb.) and *Engraulis encrasicolus*, (L). of the north Adriatic Sea: some preliminary results. *Quad. Ist. Ric. Pesca Maritima*, **4**: 64 pp.

REGNER S. (1996) - Effects of environmental changes on early stages and reproduction of anchovy in the Adriatic Sea. *Sci. Mar.*, **60** (Suppl. 2): 167-177.

SANTOJANNI A., ARNERI E., BELARDINELLI A., CINGOLANI N., GIANNETTI G. (1999) - Fluctuations of biomass of sardines (*Sardina pilchardus*, Walb.) in the Adriatic Sea. *Atti del XIII congresso dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia*. Portonovo, 28-30 September 1998, **13** (1): 11-20.

SANTOJANNI A., ARNERI E., BELARDINELLI A., CINGOLANI N., GIANNETTI G. (2001a) - Fishery and stock assessment of sardine *Sardina pilchardus* (WALB.) in the Adriatic Sea. *Acta Adriat*., **42** (1): 151-168.

SANTOJANNI A., ARNERI E., BELARDINELLI A., CINGOLANI N., GIANNETTI G. (2001b) Small pelagic fish in the Adriatic: stocks fluctuations and environmental factors. *Archivio di Oceanografia e Limnologia*, **22**: 133-138.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 96-104

A. Sala, G. Cosimi, V. Palumbo

Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima, IRPEM – CNR, Largo Fiera della Pesca – 60125 Ancona, Italia.

CATTURE DI *ENGRAULIS ENCRASICHOLUS* E *SARDINA PILCHARDUS* IN RELAZIONE ALLA TEMPERATURA ED ALLA PROFONDITÀ DI CAMPIONAMENTO (MARE ADRIATICO)

SAMPLING CATCHES OF ENGRAULIS ENCRASICOLUS *AND* SARDINA PILCHARDUS *IN RELATION WITH TEMPERATURE AND FISHING DEPTH (ADRIATIC SEA)*

Abstract

Some detailed information on the spatial distribution of the anchovy and sardine stocks in the Adriatic Sea, through the collection of echosurvey net samples, are reported. Catch data, within each species, have been analysed in relation to the environmental parameters (temperature and fishing depth).

Key-words: *anchovy, sardine, Adriatic Sea, distribution, ecology.*

Introduzione

Dal 1976 l'IRPEM (CNR, Ancona) effettua annualmente dei survey acustici per lo studio dell'abbondanza e della distribuzione dei piccoli pelagici nel Mar Adriatico. L'area investigata va da Trieste a S. Benedetto del Tronto e più recentemente fino a Brindisi, e dalla costa italiana alla *mid-line*. Durante questi echosurvey vengono eseguiti dei campionamenti sistematici con una rete pelagica, al fine di supportare i dati acustici in termini di composizione per specie e di taglia degli individui.

In questo lavoro sono state analizzate le distribuzioni spaziali delle due specie pelagiche più abbondanti, alici e sardine, in relazione ai principali fattori ambientali: temperatura e profondità di campionamento.

Materiali e metodi

La rete, progettata e realizzata dall'IRPEM, ha una maglia di 800 mm nella parte frontale e 18 mm nel sacco (*stretched mesh*). L'apertura orizzontale della rete è di 12-13 m e l'apertura verticale di circa 7 m.

Il motopeschereccio utilizzato è stato il "S. Lo Bianco" (660 HP ed elica a pale orientabili).

In questo studio sono stati analizzati i dati relativi ai campionamenti con la rete, effettuati nei 5 echosurvey condotti dal 1996 al 1998: settembre '96, luglio '97, settembre '97, luglio '98 ed ottobre '98 (Fig. 1, Tabb. 1 e 2).

Le cale sono state eseguite a diverse profondità e generalmente venivano effettuate con la rete nelle immediate vicinanze del fondo. La velocità della barca veniva mantenuta costante a circa 3.6 Nodi per tutta la durata della cala.

Al fine di rendere confrontabili i dati di cattura, tutte le cale duravano mezz'ora, dal momento in cui la rete si stabilizza al momento in cui i cavi vengono salpati.

Si è scelto di escludere le cale notturne, tenendo presente che per alcune specie esiste una marcata differenza di vulnerabilità tra giorno e notte (Froglia e Gramitto, 1982).

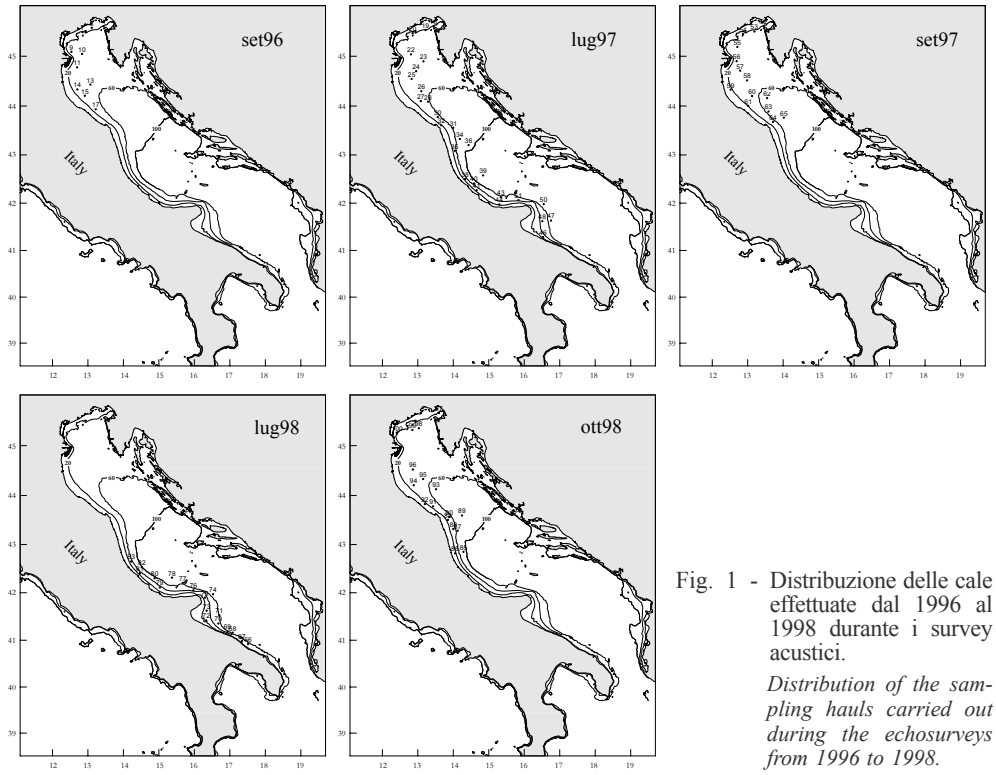


Fig. 1 - Distribuzione delle cale effettuate dal 1996 al 1998 durante i survey acustici.

Distribution of the sampling hauls carried out during the echosurveys from 1996 to 1998.

Durante gli echosurvey effettuati dal 1996 al 1998 il controllo della posizione della rete, durante le operazioni di pesca, è stato effettuato tramite il sistema SIMRAD ITI (*Integrated Trawl System*). In questo sistema un trasduttore acustico viene normalmente montato al centro della lima dei sugheri della rete per la rilevazione della profondità e della temperatura dello strato d'acqua campionato. Questo fatto ha consentito di correlare con precisione i dati di temperatura e di profondità dei campionamenti con i dati biologici relativi alle catture ottenute.

In passato altri autori avevano avanzato ipotesi sugli spostamenti delle alici e sardine in Adriatico (Demir, 1963; Piccinetti, 1970). La nostra analisi vuole fornire ulteriori informazioni dirette sulla distribuzione spaziale di queste due specie.

In generale, si è cercato di individuare una eventuale correlazione fra la profondità di campionamento e la taglia media e le catture di alici e sardine.

Gli strumenti classici per lo studio della correlazione tra due caratteri sono l'indice di *Pearson* e quello di *Spearman*.

Le ipotesi di correlazione tra le variabili suddette sono state saggiate calcolando il coefficiente di correlazione per ranghi ρ di *Spearman*, non essendo impiegabile il coefficiente di correlazione *r* di *Pearson* (parametro non valido nel caso di un campione tratto da una popolazione nella quale le variabili non hanno una distribuzione normale).

Tab. 1 - Cale diurne effettuate durante gli echosurveys: settembre 1996, luglio 1997.
Sampling hauls carried out during the echosurveys: September 1996, July 1997.

ID	Giorno	Ora	Latit.	Longit.	Prof	Temp.	Cattura [n.ind]		Taglia media [mm]	
					[m]	[°C]	*E. encr*	*S. pilc*	*E. encr*	*S. pilc*
4	28/09/96	06:23	45°35.90'	013°26.40'	14.8	18.7	14	101	12.8	15.2
5	28/09/96	11:13	45°33.90'	013°06.30'	10.3	18.9	-	-	-	-
7	28/09/96	16:32	45°28.90'	012°50.80'	16.0	19.6	7	62	14.0	16.0
9	29/09/96	06:45	45°05.30'	012°32.10'	19.4	19.1	306	332	10.7	16.4
10	29/09/96	10:26	45°02.90'	012°50.00'	25.6	13.6	30	-	13.4	-
11	29/09/96	18:42	44°46.70'	012°41.60'	21.9	19.4	2153	374	11.3	17.1
13	30/09/96	07:22	44°26.01'	012°64.00'	34.7	14.4	1038	-	12.7	-
14	30/09/96	11:11	44°20.10'	012°42.00'	22.3	19.4	1384	26	12.1	17.6
15	30/09/96	16:37	44°12.50'	012°54.70'	31.9	15.1	551	180	12.9	16.3
17	01/10/96	10:12	43°56.00'	013°13.10'	20.5	18.4	15463	76	8.2	16.4
18	08/07/97	08:15	45°35.50'	013°26.70'	16.5	17.9	98	-	8.4	-
19	08/07/97	11:48	45°31.20'	013°12.90'	16.7	21.5	16	43	13.9	17.0
20	08/07/97	17:05	45°27.40'	012°51.10'	19.0	14.7	-	80	-	16.0
22	09/07/97	06:55	45°02.20'	012°48.32'	28.8	11.8	63	75	12.9	16.9
23	09/07/97	10:43	44°53.90'	013°09.50'	37.3	12.0	9	64	14.0	16.9
24	09/07/97	17:15	44°42.10'	012°57.10'	33.9	13.8	18	-	12.9	-
26	10/07/97	07:00	44°18.00'	013°06.00'	45.0	12.5	95	275	14.5	17.3
27	10/07/97	11:14	44°06.00'	012°65.00'	37.9	15.4	884	56	11.7	17.1
28	10/07/97	18:51	44°05.40'	013°17.20'	53.9	12.3	353	34	13.9	18.0
30	11/07/97	07:44	43°46.60'	013°33.60'	46.9	12.5	237	21	13.1	16.6
31	11/07/97	11:09	43°33.50'	014°00.00'	69.4	11.9	417	23	13.2	17.5
32	11/07/97	15:01	43°36.40'	013°39.70'	14.8	21.4	1894	-	10.8	-
34	12/07/97	06:48	43°19.70'	014°10.90'	70.0	12.0	-	19	-	17.6
35	12/07/97	11:21	43°05.20'	014°02.60'	39.6	15.0	5504	47	10.5	16.8
36	12/07/97	16:51	43°12.10'	014°25.80'	67.6	12.6	-	743	-	14.3
38	13/07/97	08:55	42°30.10'	014°19.90'	38.7	19.1	841	59	11.3	16.6
39	13/07/97	11:35	42°34.60'	014°50.40'	143.2	12.8	-	-	-	-
40	16/07/97	12:26	42°24.60'	014°34.90'	76.9	12.7	102	-	13.0	-
41	16/07/97	17:54	42°16.10'	014°39.50'	41.0	21.8	3301	230	11.4	15.3
43	17/07/97	07:31	42°07.40'	015°20.50'	65.3	12.7	1280	32	11.0	15.2
44	17/07/97	10:21	41°58.30'	015°17.70'	37.8	23.1	3191	369	11.4	15.2
46	21/07/97	08:09	41°17.30'	016°31.80'	36.2	14.9	416	56	11.5	15.0
47	21/07/97	11:15	41°38.10'	016°45.30'	113.4	13.2	724	-	13.9	-
48	21/07/97	18:17	41°37.20'	016°30.50'	77.3	12.7	1033	-	12.0	-
50	22/07/97	07:15	41°58.70'	016°32.90'	97.3	13.2	915	6	14.2	19.0
51	22/07/97	16:15	42°03.80'	015°50.10'	72.8	12.7	341	-	11.8	-

Per quanto riguarda lo studio della correlazione tra la profondità di campionamento e le catture, espresse come numero di individui catturati, si è tenuto conto che la distribuzione delle popolazioni pelagiche è frequentemente non uniforme ed il campionamento di questi stock è caratterizzato da valori di abbondanza bassi rispetto alla media della popolazione e da pochi valori molto grandi. Di conseguenza, la media dei dati originali (non trasformati), può essere molto sensibile a questi estremi e gli intervalli di confidenza possono risultare molto ampi. Per questo motivo, per ottenere la cattura media alle varie profondità si è suddivisa la colonna d'acqua in strati di 10 metri e, seguendo le indicazioni di McConnaughey e Conquest (1992), si è calcolata la media geometrica delle catture nei diversi strati.

Tab. 2 - Cale diurne effettuate durante gli echosurveys: settembre 1997, luglio 1998, ottobre 1998.
Sampling hauls carried out during the echosurveys: September 1997, July 1998, October 1998.

ID	Giorno	Ora	Latit.	Longit.	Prof	Temp.	Cattura [n.ind]		Taglia media [mm]	
					[m]	[°C]	*E.encr*	*S.pilc*	*E.encr*	*S.pilc*
52	17/09/97	07:21	45°36.00'	013°27.10'	15.7	-	-	-	-	-
53	17/09/97	11:05	45°29.50'	013°11.30'	20.4	-	-	120	-	16.9
54	17/09/97	16:41	45°26.40'	012°52.10'	15.8	-	-	-	-	-
56	18/09/97	07:36	44°54.10'	012°41.10'	25.3	19.9	10379	186	9.4	17.0
57	18/09/97	12:05	44°42.80'	012°47.20'	29.3	13.4	8052	1707	12.1	17.0
58	18/09/97	18:36	44°31.10'	012°58.90'	36.4	13.9	-	83	-	17.8
60	19/09/97	07:44	44°12.10'	013°07.30'	47.0	13.4	-	-	-	-
61	19/09/97	11:41	44°00.30'	013°00.80'	14.3	21.8	1525	69	9.2	15.5
62	19/09/97	16:01	44°09.60'	013°32.90'	58.0	12.5	729	-	13.2	-
64	20/09/97	08:07	43°40.70'	013°42.90'	34.2	13.7	220	85	12.3	16.6
65	20/09/97	11:45	43°45.90'	014°01.20'	70.6	12.8	1693	280	12.7	16.4
66	22/07/98	07:15	40°55.10'	017°30.90'	74.0	13.3	249	-	12.6	-
67	22/07/98	11:05	40°59.30'	017°20.50'	78.5	13.6	652	-	13.9	-
68	22/07/98	19:44	41°09.70'	017°04.80'	107.5	12.9	793	-	13.8	-
70	23/07/98	07:18	41°21.30'	016°40.50'	74.3	13.1	3017	-	9.8	-
71	23/07/98	10:58	41°31.80'	016°42.30'	100.3	12.8	506	-	13.9	-
72	23/07/98	16:36	41°25.30'	016°20.10'	25.5	23.8	244	368	10.5	12.6
74	24/07/98	07:05	41°58.20'	016°31.60'	106.0	12.5	-	-	-	-
75	24/07/98	10:00	41°53.90'	016°17.80'	31.3	14.3	3253	341	10.3	13.2
76	24/07/98	16:00	42°03.10'	015°58.30'	77.3	13.2	1119	42	12.0	15.6
78	25/07/98	15:15	42°19.00'	015°22.00'	129.5	12.3	-	-	-	-
79	25/07/98	18:13	42°06.60'	015°01.50'	41.3	14.5	64	-	10.7	-
81	26/07/98	06:48	42°24.40'	014°27.90'	44.3	14.8	476	36	11.5	15.3
82	26/07/98	10:21	42°31.90'	014°31.30'	84.5	12.5	515	56	13.2	16.2
83	26/07/98	13:54	42°39.10'	014°13.20'	43.3	13.6	-	-	-	-
84	08/10/98	19:11	43°30.25'	013°50.83'	21.0	20.0	5419	248	9.4	13.4
85	09/10/98	15:35	42°50.98'	014°17.20'	86.5	12.9	1234	39	13.7	16.4
86	09/10/98	18:11	42°49.10'	014°02.90'	12.0	19.8	14679	634	8.1	13.3
87	10/10/98	07:15	43°17.10'	014°07.40'	56.4	14.5	1142	-	12.5	-
88	10/10/98	10:09	43°19.10'	014°00.02'	49.5	15.6	673	49	11.4	15.7
89	10/10/98	14:23	43°35.70'	014°14.60'	74.8	13.7	3360	10	13.3	18.0
90	10/10/98	19:09	43°33.70'	013°53.20'	41.7	17.5	513	174	11.6	16.4
91	11/10/98	11:45	43°46.80'	013°25.80'	27.3	20.0	197	105	10.0	15.5
92	11/10/98	17:37	43°49.60'	013°11.80'	11.5	19.5	172	36	8.5	14.4
94	12/10/98	08:35	44°12.50'	012°53.00'	29.5	17.7	681	423	10.5	14.5
95	12/10/98	11:22	44°20.00'	013°09.00'	47.0	16.1	-	43	-	16.1
96	12/10/98	19:01	44°31.50'	012°51.50'	22.0	18.3	697	107	12.4	15.5
98	14/10/98	07:12	45°20.70'	013°01.70'	23.5	20.0	29	520	13.8	16.0
99	14/10/98	11:15	45°18.80'	012°50.80'	22.5	20.0	5	77	14.2	16.7
100	14/10/98	18:16	45°15.60'	012°25.40'	16.5	19.3	950	92	9.9	16.3

Questo estimatore può essere calcolato elevando a potenza la media dei dati *log(x+1)*, dove *x* rappresenta la cattura, e sottraendo alla fine il valore 1.

Per ciascuna specie, infine, le catture medie di ogni strato campionato, sono state normalizzate per il valore massimo di periodo.

Risultati

Nei grafici di Fig. 2 vengono riportate le taglie medie di alici e sardine catturate dal 1996 al 1998 durante le cale degli echosurvey.

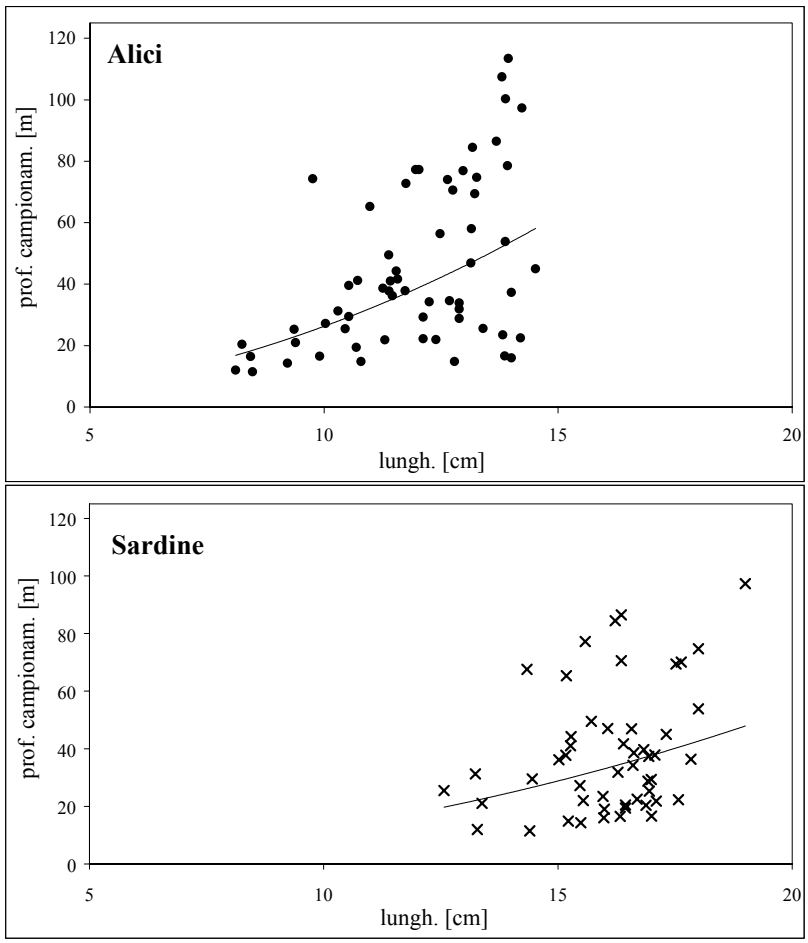


Fig. 2 - Distribuzione verticale delle taglie medie di alici e sardine campionate dal 1996 al 1998 durante le cale dei survey acustici.
Vertical distribution of the mean sizes of anchovy and sardine sampled from 1996 to 1998 during the echosurveys hauls.

L'analisi statistica applicata alle variabili "taglia media delle alici e delle sardine" e "profondità di campionamento" (Tab. 3), ha permesso di calcolare valori di ρ rispettivamente di 0.499 ($p < 0.01$) e 0.280 ($p < 0.05$). Si può, pertanto, affermare che esiste una correlazione positiva tra la taglia media delle alici e delle sardine e la profondità di campionamento.

Tab. 3 - Correlazioni non parametriche tra la prof. di campionamento e la taglia media e la cattura di alici e sardine, campionate dal 1996 al 1998 durante le cale degli echosurveys.
Non parametric correlations between the fishing depth and the mean size and catch data of anchovy and sardine, collected from 1996 to 1998 during the chosurvey hauls.

Correlazioni non parametriche		**Taglia media [cm]**		**Catture (num. ind.)**	
		Alici	**Sardine**	**Alici**	**Sardine**
prof. di campionamento [m]	ρ *di Spearman*	.499**	.280*	.709*	-.833**
	Sig.	.000	.047	.015	.005
	N	62	51	11	9
** Correlazione significativa al livello 0,01 * Correlazione significativa al livello 0,05					

Queste correlazioni vengono proposte graficamente a titolo esemplificativo nella Fig. 2. Nel complesso, pur con qualche situazione anomala, si può affermare che la taglia media per entrambe le specie aumenta progressivamente con la profondità.

I grafici di Fig. 3 presentano l'andamento delle catture medie normalizzate di alici e di sardine in funzione della profondità di campionamento.

Risulta subito evidente che le catture di alici sono caratterizzate da una crescita progressiva con l'aumentare della profondità di campionamento. In particolare, le catture più elevate di alici sono state registrate alle profondità maggiori, mentre i valori più bassi sono stati raccolti dai 20 ai 50 m (Fig. 3). Da un'analisi risolutiva dei dati (Tab. 3), si è ottenuto un coefficiente di correlazione di *Spearman* di 0.709 ($p < 0.05$), che indica una correlazione positiva fra le catture e la profondità di campionamento.

Al contrario, nel grafico delle sardine (Fig. 3), si assiste ad un generale e progressivo decremento dei valori di cattura da campionamento al crescere della profondità. In questo caso, le catture sono inversamente correlate ($\rho = -0.833$) ed in maniera altamente significativa ($p < 0.01$) con la profondità (Tab. 3).

Per valutare l'importanza dei fattori termici sulla distribuzione verticale di alici e sardine sono stati analizzati i dati della temperatura ottenuti dal sistema *ITI*. Sia nel 1997 che nel 1998, a causa della formazione di una stratificazione verticale della temperatura, la situazione è apparsa molto simile (Fig. 4).

In particolare, si osserva, che il termoclino può essere individuato fra 40-50 m. Tale situazione potrebbe aver assunto un ruolo di rilievo nella distribuzione spaziale delle alici e sardine, determinando l'insorgere di condizioni più o meno favorevoli per la permanenza degli adulti a profondità maggiori.

Conclusioni

Dagli studi del materiale raccolto, si possono trarre informazioni di notevole interesse per quanto riguarda la distribuzione spaziale dell'alice e della sardina in Adriatico. Sono state osservate correlazioni significative tra la taglia media delle aggregazioni di alici e sardine catturate e la profondità alla quale le stesse sono state pescate. In entrambe le specie gli individui di maggiori dimensioni sono stati trovati a profondità maggiori. Questa tendenza potrebbe essere legata al ciclo vitale delle specie in esame ma anche essere in relazione ad uno o più fattori fisici come la temperatura, salinità, correnti e nutrienti. Essendo un approccio esplorativo non si vogliono fornire risposte

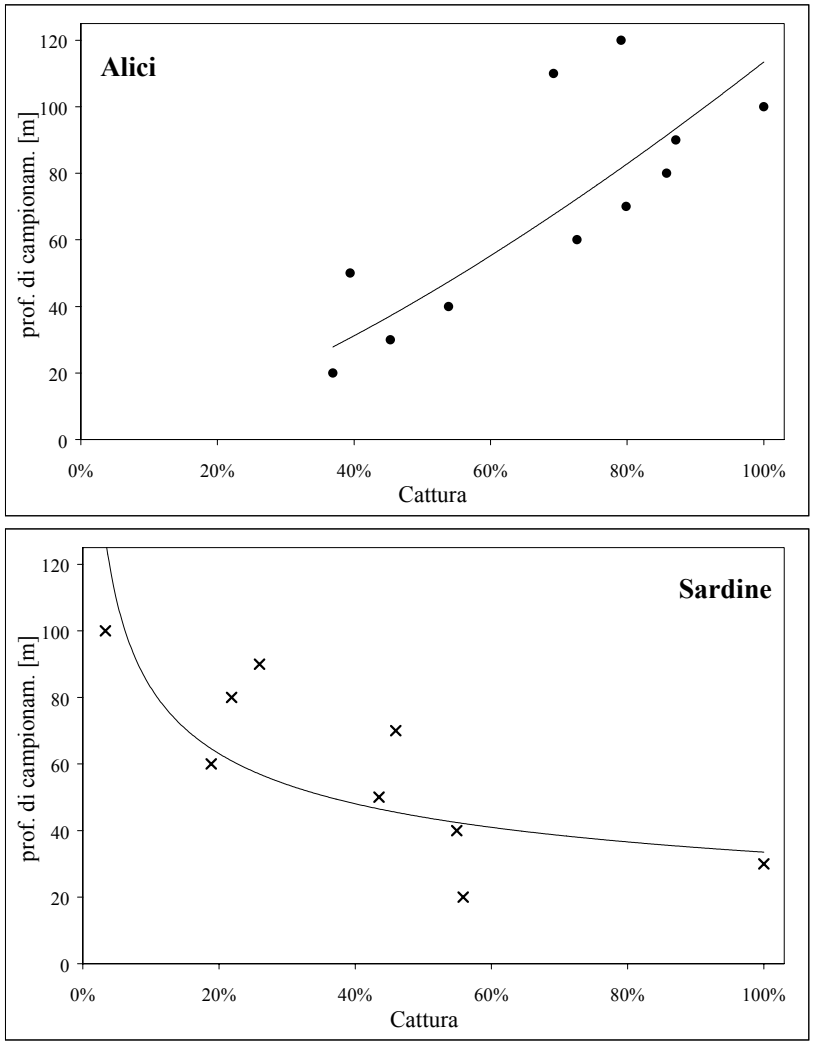


Fig. 3 - Distribuzione verticale delle catture medie normalizzate di alici e sardine campionate dal 1996 al 1998 durante le cale dei survey acustici.
Vertical distribution of the normalized mean catches of anchovy and sardine sampled from 1996 to 1998 during the echosurveys hauls.

definitive ma, più che altro, cercare di individuare i metodi più funzionali per iniziare questa indagine.

Nel nostro caso sia la temperatura che la profondità di campionamento sono state rilevate contemporaneamente alle pescate. Per questo motivo, l'aver individuato l'esistenza di una relazione diretta tra la profondità e la taglia media di queste aggregazioni pelagiche, riveste un notevole valore ecologico.

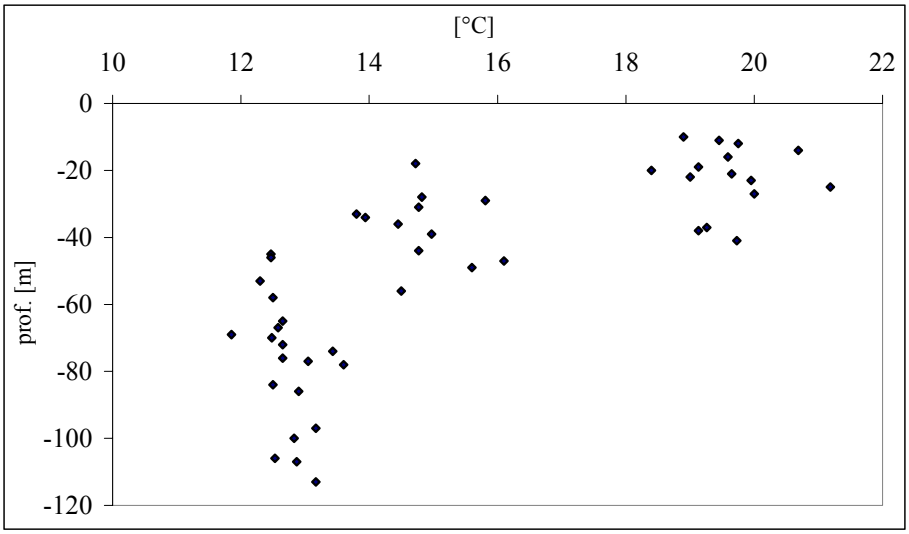


Fig. 4 - Temperature medie rilevate dal sistema *Simrad ITI* dal 1996 al 1998 durante le cale dei survey acustici.
Mean temperatures acquired by Simrad ITI *system from 1996 to 1998 during the echosurveys hauls.*

Sono state, infine, esaminate le catture delle alici e delle sardine dei campionamenti effettuati alle varie profondità.

L'analisi ha evidenziato un tendenza differenziata fra le due specie con, ad esempio alle profondità maggiori, un aumento delle catture delle alici ed un parallelo decremento delle sardine. Per ora, pur non potendo individuare con certezza le cause che concorrono alla comparsa di questa situazione, si ritiene ragionevole supporre che il permanere di una stratificazione termica nella colonna d'acqua possa influire sulla distribuzione sia delle alici che delle sardine.

In recenti studi (Giovanardi, 1998), ad esempio, è stato possibile osservare che la conservazione di una struttura stratificata della colonna d'acqua, come nel nostro caso, favorisce la concentrazione delle particelle nutritive in determinati strati, contrastando l'azione di rimescolamento ad opera del vento. Questo fatto suggerisce, a nostro avviso, che potrebbe esservi una particolare sensibilità di queste due specie alle variazioni ambientali. D'altra parte viene riconosciuta l'importanza di una mirata conduzione di ricerche che possano studiare congiuntamente più parametri ambientali e biologici.

Summary

Net samples data, from acoustical surveys in the Adriatic Sea (1996-1998), have been analysed in this paper. The following conclusions could be drawn:

– the concentration of the most sized anchovies and sardines increases with the sampling depth. Such trend could be related to the life cycle or to several physical factors. Since both the temperature and the sampling depth were recorded while fishing, the existence of such relationship is of great ecological value;
– the stay of thermal layers in the water column could affect the vertical distribution of both anchovy and

sardine abundance. Presuming that the remaining of a thermal stratification supports the concentration of nourishing particles on given layers, then an influence on distribution of anchovies and sardines seems reasonable.

Ringraziamenti

Si ringrazia il Prof. Giovanni Bombace per aver dato un notevole contributo nell'impostazione del lavoro. Tale ringraziamento va esteso all'Ing. Gaetano Messina, per la lettura critica del manoscritto finale.

Bibliografia

DEMIR N. (1963) – Synopsis of biological data on anchovy *Engraulis encrasicholus* (Linnaeus) 1758. (Mediterranean and adjacent seas). *FAO Fish. Synops.*: 26 pp.

FROGLIA C., GRAMITTO M.E. (1982) – Alcuni aspetti biologici sulla pesca a strascico sui "Fondi a scampi" dell'Adriatico centrale. *Atti Convegno Unità Operative afferenti ai sottoprogetti Risorse biologiche ed Inquinamento marino*: 295-309.

GIOVANARDI O. (1998) – Analisi di condizione delle larve di Acciuga, *Engraulis encrasicholus* L., per l'identificazione e la valutazione dei processi determinanti la variabilità del reclutamento (A.L.I.C.E.). *Biol. Mar. Medit.*, **5** (3): 361-371.

MCCONNAUGHEY R.A., CONQUEST L.L. (1992) – Trawl survey estimation using a comparative approach based on lognormal theory. *Fish. Bull.,* **91**: 107-118.

PICCINETTI C. (1970) – Considerazioni sugli spostamenti delle alici (*Engraulis encrasicholus* L.) nell'alto e medio Adriatico. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.,* **25** (1): 145-157.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 105-111

F. Tinti[1,2], C. Di Nunno[1], I. Guarniero[1], M. Scapolatempo[2], M. Vallisneri[1,2]

[1]Università di Bologna, Centro Interdip. Ricerche Scienze Ambientali,
Via T. dall'Ova, 55 – 48100 Ravenna, Italia.
f.tinti@ambra.unibo.it
[2]Università di Bologna, Dipartimento di Biologia Evoluzionistica Sperimentale, Bologna, Italia.

STRUTTURA DI POPOLAZIONE DI *SARDINA PILCHARDUS* (WALBAUM 1792) DELL'ADRIATICO MEDIANTE ANALISI DI MARCATORI MOLECOLARI E MORFOMETRICI

POPULATION STRUCTURE OF THE ADRIATIC SARDINA PILCHARDUS *(WALBAUM 1792) BASED ON MOLECULAR AND MORPHOMETRIC MARKER ANALYSIS*

Abstract

Molecular and morphometric marker analyses were carried out in the Adriatic and Ionian Sardina pilchardus *to detect population subdivision. The molecular analysis showed the lack of genetic differentiation among samples collected from Adriatic and Ionian Seas. Thus, the Adriatic sardine stock can be considered part of a larger self-recruiting population whose boundaries are larger than the investigated area. The morphometric analysis detected significant differences in standardised measures of head length, snout length and diameter of eye between North and Middle Adriatic samples. However, these differences can be related to allometric growth of characters.*

Key-words*: population genetics, Pilchard fisheries, stock identification, morphometric analysis.*

Introduzione

Nell'ambito di un programma di ricerca volto all'identificazione di unità biologiche relative a risorse ittiche di rilevante interesse economico in Adriatico (Mannini *et al*., 2001), sono state svolte indagini miranti ad identificare le unità di popolazione di sardina (*Sardina pilchardus,* Walbaum 1792) in Adriatico mediante l'analisi della variazione di marcatori molecolari (approccio genetico) e morfometrici (approccio morfometrico). Studi precedenti condotti con questi tipi di marcatori avevano prodotto risultati contrastanti. Sulla base di differenze nei caratteri morfometrici (lunghezza totale) e meristici (numero di vertebre, raggi delle pinne, numero di branchiospine), alcuni studi hanno ipotizzato l'esistenza di due subpopolazioni presenti a Nord e Sud della fossa di Pomo (Krajnović-Ozretic e Žikić, 1978; Alegría-Hernandez *et al*., 1986). Questa separazione sarebbe supportata anche dalla presenza di due maggiori centri di massima deposizione (Gamulin e Hure, 1983) e dall'esistenza di differenti rotte migratorie (Mužinić, 1973; Škrivanić e Zavodnik, 1973) a Nord e Sud della fossa di Pomo. Indagini genetiche, svolte analizzando la variabilità di loci allozimatici e RFLP del DNA mitocondriale su un campione limitato di sardine dell'Adriatico, non hanno evidenziato differenze significative tra campioni dell'Alto e del Medio Adriatico (Carvalho *et al*., 1994).

L'obiettivo del presente studio è quello di analizzare la variabilità di sequenza di un tratto del gene citocromo b del DNA mitocondriale e la variazione di 9 caratteri morfometrici in campioni di sardine dei mari Adriatico e Ionio per identificare le unità di popolazione.

Materiali e metodi

I campioni di *S. pilchardus* dell'Alto e Medio Adriatico sono stati collezionati tra dicembre 1997 e giugno 1998 dal Laboratorio di Biologia Marina e Pesca di Fano (Università di Bologna). Nell'analisi genetica sono stati inseriti altri due campioni provenienti da Barletta (Basso Adriatico) e Siracusa (Mar Ionio, campione outgroup) ottenuti direttamente da pescherecci. Tutti gli individui sono stati identificati come *S. pilchardus* e conservati a –20°C fino all'analisi.

Analisi genetica

Sono stati analizzati 11 campioni di sardine per un totale di 307 individui (Fig. 1). Da una porzione di tessuto muscolare di ciascun individuo è stato estratto il DNA totale. Mediante PCR è stato amplificato un frammento di circa 360 bp del gene codificante per il citocromo b nel DNA mitocondriale (Kocher *et al.*, 1989). Dopo purificazione, il frammento amplificato è stato sequenziato con un analizzatore genetico ABIPrism310. Dall'allineamento delle sequenze sono stati individuati gli aplotipi e calcolate le frequenze aplotipiche dei campioni. L'analisi statistica della struttura genetica intra- e inter-popolazione dei campioni è stata condotta con il programma Arlequin 2.000 (*http://anthro.unige.ch/arlequin*). L'ipotesi di suddivisione dello stock adriatico di sardine in due o più subpopolazioni è stata verificata tramite l'analisi della ripartizione della varianza molecolare (AMOVA, Excoffier *et al*., 1992) raggruppando arbitrariamente i campioni per differenti aree geografiche (Alto, Medio e Basso Adriatico, Mar Ionio) e per differenze nei parametri ecologici e idrografici delle aree di campionamento (acque eutrofiche con profondità <50 m, acque oligotrofiche con profondità >50 m). Inoltre, sono stati calcolati degli analoghi degli indici di fissazione di Cockerham (1973) tra i campioni che tengono conto sia delle differenze di frequenze degli aplotipi sia della divergenza nucleotidica degli aplotipi (Φ_{st}). La significatività degli indici di fissazione dell'AMOVA e dei confronti a coppie è stata verificata mediante comparazione delle frequenze aplotipiche osservate con una distribuzione nulla generata da 10000 permutazioni degli aplotipi originali.

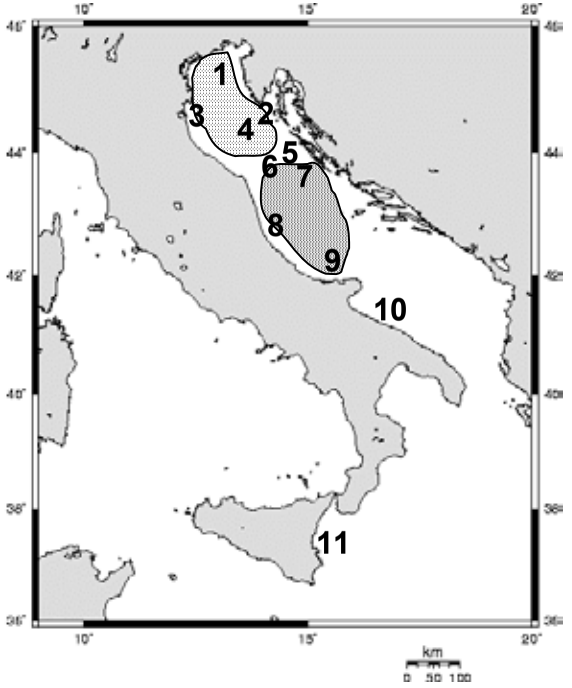
Analisi morfometrica

Su un totale di 1023 sardine sono stati misurati 9 parametri morfometrici scelti come i più idonei per la caratterizzazione di subpopolazioni di *S. pilchardus* (Fig. 2; Spanakis *et al*., 1989). Tutte le misure sono state eseguite con un analizzatore computerizzato d'immagine Leica Qween. Nell'elaborazione dei dati, i campioni di sardine sono stati ripartiti arbitrariamente in due gruppi corrispondenti a differenti aree (Alto e Medio Adriatico, Fig. 1). Inoltre, per eliminare le variazioni dovute a fattori individuali legati alla lunghezza corporea, i parametri cefalici e corporei sono stati standardizzati rapportandoli rispettivamente alla lunghezza della testa ed alla lunghezza totale (Copeman, 1977; Casselman *et al*., 1981; Spanakis *et al*., 1989). La significatività delle differenze dei parametri morfometrici tra i gruppi di campioni di sardine dell'Alto e Medio Adriatico è stata verificata mediante il test "t-Student".

Risultati

Analisi genetica

Dall'analisi di sequenza sono stati identificati 51 aplotipi citocromo *b*, la maggior parte dei quali sono differenti dall'aplotipo più comune A (numero di accesso alla GenBank AF291854) per 1-3 sostituzioni nucleotidiche. L'analisi della composizione aplotipica dei campioni (Tab. 1) non ha mostrato marcate differenze, in quanto l'aplo-



Analisi genetica	Sigla	Coordinate	Profondità (m)
Adriatico			
1 - Golfo di Trieste	GTS	45°14'N, 13°09'E	33
2 - Otok Pag, Croazia	OPCr	44°39'N, 14°41'E	74
3 - Rimini, Italia	RNIt	44°24'N, 12°44'E	16
4 - Zona centrale 1	AdC1	44°12'N, 14°01'E	70
5 - Dugi Otok, Croazia	DOCr	43°48'N, 14°59'E	84
6 - Zona centrale 2	AdC2	43°33'N, 14°37'E	99
7 - Zona centrale 3	AdC3	43°25'N, 15°04'E	77
8 - Pescara, Italia	PEIt	42°39'N, 14°10'E	34
9 - Lesina, Italia	LEIt	42°00'N, 15°43'E	23
10 - Barletta, Italia	BAIt	non disponibili	>50
Ionio			
11 - Siracusa	SRIon	non disponibili	>50

Analisi morfometrica

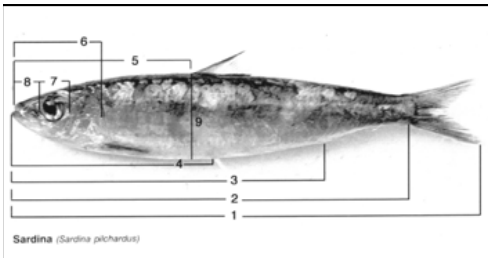
- Area Alto Adriatico
- Area Medio Adriatico

Fig. 1 - Mappa ed elenco dei campioni di *Sardina pilchardus* dei mari Adriatico e Ionio inseriti nell'analisi genetica e morfometrica.
Map and list of the samples of Sardina pilchardus *from Adriatic and Ionian Seas used in the genetic and mophometric analyses.*

Tab. 1 - Frequenze aplotipiche nei campioni di *Sardina pilchardus* dell'Adriatico e dello Ionio.
Haplotype frequencies of the Adriatic and Ionian Sardina pilchardus *samples.*

| Campioni | Aplotipi | | |

tipo A è presente in tutti i campioni con una frequenza che varia tra 58% e 92%. Altri 6 aplotipi (L, N, S, S1, CC, e DD; num. acc. GenBank AF291855-60) sono comuni a 2-5 campioni, anche appartenenti a differenti aree geografiche. Gli altri 44 aplotipi sono stati ritrovati in un singolo campione e spesso corrispondono ad un singolo individuo. La mancanza di differenze genetiche tra i campioni dell'Adriatico e dello Ionio è evidenziata dai valori non significativi degli indici di variazione molecolare tra gruppi, sia quando i campioni sono stati suddivisi per aree geografiche (Φ_{CT}=–0,00458, P=0,80) o per differenti condizioni ecologiche ed idrografiche (Φ_{CT}=–0,00021, P=0,53). Allo stesso modo, i valori Φ_{st} dei confronti a coppie sono risultati tutti non significativi.



	Caratteri morfometrici	Sigla
1	Lunghezza totale	LT
2	Lunghezza standard	LS
3	Lunghezza muso-pinna anale	LAN
4	Lunghezza muso-pinna ventrale	LVE
5	Lunghezza muso-pinna dorsale	LDO
6	Lunghezza testa	LTE
7	Diametro occhio	OO
8	Lunghezza muso	MU
9	Altezza corpo	H

Fig. 2 - Caratteri morfometrici analizzati nelle sardine dell'Alto e Medio Adriatico.
Morphometric characters analysed in the sardines from North and Middle Adriatic Sea.

Analisi morfometrica

Dalla comparazione dei valori standardizzati di tutti i caratteri morfometrici analizzati, sono risultate differenze significative tra i campioni dell'Alto e Medio Adriatico a carico dei rapporti LTE/LT, OO/LTE e MU/LTE (Fig. 3). I profili di variazione di questi tre parametri rispetto alla lunghezza totale degli individui, hanno evidenziato che il loro accrescimento è allometrico rispetto all'accrescimento corporeo, cioè avviene con velocità diverse.

a

	ALTO ADRIATICO			MEDIO ADRIATICO			
	N	media	dev.st.	N	media	dev.st.	*P*
LT/LAN	863	1,530	0,462	160	1,503	0,070	
LT/LVE	863	2,240	0,118	160	2,230	0,130	
LT/LDO	863	2,584	0,673	160	2,549	0,427	
LT/LTE	863	5,140	0,500	160	4,986	0,378	**
LT/LH	863	5,642	0,474	160	5,591	0,394	
LTE/OO	863	3,794	0,421	160	3,686	0,392	**
LTE/MU	863	3,215	0,336	160	3,142	0,360	*

*, P < 0,05; **, P < 0,01

b

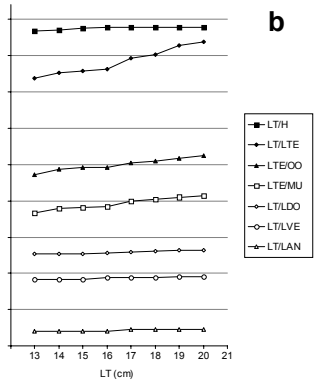


Fig. 3 - a) Differenze nei caratteri morfometrici standardizzati tra le sardine dell'Alto e Medio Adriatico; b) Variazione dei caratteri morfometrici standardizzati rispetto alla lunghezza corporea totale.

a) Differences in the standardised morphometric characters between sardines from North and Middle Adriatic Sea; b) Variation of standardised morphometric characters according to the total body length.

Discussione e conclusioni

I risultati delle analisi genetica e morfometrica sono concordi nel non supportare l'ipotesi di suddivisione dello stock in due subpopolazioni distinte a Nord e a Sud della Fossa di Pomo (Škrivanić e Zavodnik, 1973; Alegría-Hernandez *et al*., 1986). Le differenze significative riscontrate a carico di lunghezza testa, lunghezza muso e diametro occhio, sono correlate ad un accrescimento allometrico di questi caratteri e, quindi, non supportano la suddivisione in più subpopolazioni nell'Alto e Medio Adriatico (Škrivanić e Zavodnik, 1973; Alegría-Hernandez *et al*., 1986). Al contrario, una suddivisione in subpopolazioni è stata evidenziata negli stock di sardine dei mari Ionio ed Egeo (Spanakis *et al*., 1989), dove ad una variazione morfologica è associata una variazione genetica significativa a carico di alcuni loci allozimatici tra i popolamenti dei due bacini. In questo caso, un ruolo importante nella riduzione del flusso genico tra le subpopolazioni potrebbe essere svolto dalla penisola greca. Nell'Adriatico, una strutturazione in subpopolazioni è stata evidenziata, sia su base genetica che morfologica, nello stock di acciuga *Engraulis encrasicolus* (Bembo *et al*., 1996). Differenze significative nelle frequenze alleliche di due degli otto loci allozimatici polimorfi (*Idh*-2 e *G3pdh*-2) e di numerosi caratteri morfometrici hanno portato gli autori ad ipotizzare la presenza di due subpopolazioni non completamente isolate riproduttivamente nell'Alto e Medio Adriatico, che si distribuiscono in due aree con marcate differenze nelle condizioni trofiche e idrografiche (Adriatico nord-occidentale: eutrofico con acque poco profonde; Adriatico sud-orientale: oligotrofico, con acque più profonde).

Nello stock di *S. pilchardus* dell'Adriatico, sia l'analisi della variabilità di sequenza del citocromo b, sia i dati preliminari relativi alla variazione allozimatica e dei pattern RFLP (Carvalho *et al*., 1994) non sembrano supportare una simile strutturazione genetica. Al contrario, l'assenza di frammentazione genetica nello stock interesserebbe anche i popolamenti delle zone del Basso Adriatico e delle zone adiacenti del Mare Ionio, facendo supporre che l'unità di popolazione di sardine presente nell'Adriatico si possa estendere anche oltre i limiti geografici di quest'area di pesca.

In una prospettiva mirante alla conservazione e allo sfruttamento sostenibile degli stock di sardina e di altre specie pelagiche di rilevante importanza bio-economica in Adriatico (*E. encrasicolus*, *Sprattus sprattus*; Mannini *et al*., 2001), appare importante impostare un programma coordinato di monitoraggio della struttura di popolazione delle risorse basato su diversi approcci che, in tempi relativamente brevi, possa dare indicazioni sulla dinamica evolutiva degli stock sottoposti all'azione modificatrice di fattori antropogenici e ambientali (ad es. pesca ed inquinamento).

Summary

The European pilchard *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) is one of the most important pelagic resources in the Adriatic Sea. In order to improve the management and sustainable exploitation of the Adriatic sardine stock, the definition of its population structure and the identification of self-recruiting units in this area are basic scientific goals. Thus, a stock structure analysis based on variation of molecular and morphometric markers was carried out on samples collected from December 1997 to June 1998 in the North, Middle and South Adriatic Sea as well as in the Ionian Sea.

The nucleotide variation of a 307bp-cytochrome *b* gene fragment showed an overall lack of genetic heterogeneity among 11 samples ($N=307$) from the aforementioned areas. The analysis of molecular variance (AMOVA) and the pairwise Φ_{st} values showed that the hypothesis of panmixia (no population subdivision) can be accepted since no substantial proportion of variation was observed among populations either if they were grouped by geographic collecting areas or by similar ecological-hydrographical conditions. The variation of 9 morphometric characters which were tested to be useful in determine population structuring in other clupeid stocks, were also analysed in 1023 individuals belonging to North and Middle Adriatic Sea areas. Standardised

values of head length, snout length, and diameter of eye, were significantly higher in Northern samples rather than in Middle samples ($P < 0,01$). However, it has been shown that these characters grow allometrically respect to the total body length.

The lack of genetic structuring among the Adriatic and Ionian sardine samples indicated that this stock can be considered part of a larger self-recruiting population whose boundaries are larger than the investigated area. This conclusion is in agreement with preliminary allozymic and mtDNA RFLP data (Carvalho *et al*., 1994), but contradicts the previous identification of two sub-populations of sardines in the Adriatic Sea argued on morphological differences (Alegría-Hernandez *et al*., 1986).

Ringraziamenti

Gli autori sono grati al Prof. Corrado Piccinetti e al personale del Lab. di Biologia Marina e Pesca di Fano per la pronta e sollecita collaborazione alla realizzazione di questa ricerca.

Bibliografia

ALEGRÌA-HERNÁNDEZ V., JARDAS I., SINOVCIC G. (1986) - Observations on the differences between sardine, *Sardina pilchardus* (Walb.) subpopulations from the eastern Adriatic. *FAO Fish. Rep*., **345**: 137-160.

BEMBO D.G., CARVALHO G.R., CINGOLANI N., ARNERI E., GIANNETTI G., PITCHER T.J. (1996) - Allozymic and morphometric evidence for two stocks of the European anchovy *Engraulis encrasicolus* in Adriatic waters. *Mar. Biol.,* **126**: 529-538.

CARVALHO G.R., BEMBO D.G., CARONE A., GIESBRECHT G., CINGOLANI N., PITCHER T.J. (1994) - Stock discrimination in relation to the assessment of Adriatic anchovy and sardine fisheries. *Final Project Report to the Commission of the European Community XIV-1/MED/91001/A*. Brussels: European Commission.

CASSELMAN J.M., COLLINS J.J., CROSSMAN E.J., IHSEEN P.E., SPANGLER G.R. (1981) - Lake whitefish (Coregonus clupeaformis) stocks of the Ontario water of lake Huron. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.,* **38**: 1772-1789.

COCKERHAM C.C. (1973) - Analyses of gene frequencies. *Genetics,* **74**: 679-700.

COPEMAN D.G. (1977) - Population differences in rainbow smelt *Osmerus mordax*: multivariate analysis of mensural and meristic data. *J. Fish. Res*. *Bd Can*., **34**: 1220-1229.

EXCOFFIER L., SMOUSE P., QUATTRO J. (1992) - Analysis of molecular variance inferred from metric distances among DNA haplotypes: Application to human mitochondrial DNA restriction data. *Genetics,* **131**: 479-491.

GAMULIN T., HURE J. (1983) – The spawning and spawning areas of pelagic fish (*Sardina pilchardus*, *Engraulis encrasicolus*, *Scomber scombrus*, *Sardinella aurita*, *Sprattus sprattus*) in the Adriatic Sea. *Acta Adriat*., **24**: 97-131.

KOCHER T.D., THOMAS W.K., MEYER A., EDWARDS S.V., PAABO S., VILLABLANCA F.X., WILSON A.C. (1989) – Dynamics of mitochondrial DNA evolution in animals: amplification and sequencing with conserved primers. *Proc. Natl. Acad. Sci.,* USA, **86**: 6196-6200.

KRAJNOVIĆ-OZRETIĆ M., ŽIKIC R. (1978) – Analysis of vertebral number of the sardine (*Sardina pilchardus* Walb) from the Adriatic sea. *Thalassia Jugoslavia*, **14**: 313-321.

MANNINI P., MASSA F., MILONE N. (2001) - Priority Topics Related to Small Pelagic Fishery Resources of the Adriatic Sea. *Report of the First Meeting of the Adriamed Working Group on Small Pelagic Resources*. FAO-MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/010/ITA/TD-03. *Adriamed Technical Document*s, **3**: 92 pp.

MUŽINIĆ R. (1973) - Migration of adult sardines in the central Adriatic. *Neth. J. Sea Res*., **7**: 19-30.

ŠKRIVANIĆ A., ZAVODNIK D. (1973) - Migrations of the sardine (*Sardina pilchardus*) in relation to hydrographical conditions of the Adriatic Sea. *Neth. J. Sea Res.,* **7**: 7-18.

SPANAKIS E., TSIMENIDES N., ZOUROS E. (1989) - Genetic differences between populations of sardine, *Sardina pilchardus* and anchovy, *Engraulis encrasicolus*, in the Aegean and Ionian seas. *J. Fish Biol*., **35**: 417-437.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 112-120

A. Bonanno, D. Levi , B. Patti, S. Mazzola

Istituto di ricerche sulle Risorse Marine e l'Ambiente, Consiglio Nazionale delle Ricerche, IRMA-CNR, Via L. Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo, Trapani, Italia.

STUDIO DELLE RELAZIONI TRA LA PORTATA DEL FIUME PO E LE FLUTTUAZIONI DELLE CATTURE COMMERCIALI DI ACCIUGHE *(ENGRAULIS ENCRASICOLUS)* NEL NORD ADRIATICO CON UN APPROCCIO DI LOGICA FUZZY

STUDY ON THE RELATIONSHIPS BETWEEN RIVER PO OUTFLOW AND ANCHOVY (ENGRAULIS ENCRASICOLUS) *CATCHES FLUCTUATIONS IN THE NORTHERN ADRIATIC WITH A FUZZY LOGIC APPROACH*

Abstract

In the present paper we studied the relationships between the mean annual Po outflow and the anchovy (Engraulis encrasicolus) *commercial catches in some ports of the Northern Adriatic, collected for the period 1975-1992 by some researchers of IRPEM-CNR in Ancona. The uncertainty of data and the complex structure of the relationships between Po outflow and anchovy catches induced us to adopt a fuzzy logic approach.*

The estimated fuzzy model shows that the Po outflow positively influences the abundance of anchovy and that it can have effects on the "carrying capacity" of the northern Adriatic system. Moreover, the results show that the river Po outflow, though it cannot be considered the responsible for the collapse of the this resource, is an important factor for implementing a predictive model.

Key-words: *population dynamics, environmental factors*, Engraulis encrasicolus, *Po river.*

Introduzione

L'acciuga è la principale specie bersaglio sul versante italiano del mare Adriatico settentrionale (la sardina sul versante croato). Studi genetici (Bembo *et al*., 1995, Bembo *et al*., 1996) e morfometrici (Levi *et al*., 1994) hanno evidenziato la presenza di uno stock unitario nell'Adriatico centrale e settentrionale.

In un lavoro analitico, mirato alla modellazione di tale risorsa, Cingolani *et al*. (1996) hanno dimostrato che gli strumenti classici della dinamica di popolazione (VPA, De Lury, etc.) non erano in grado di spiegare le fluttuazioni delle catture di acciuga in termini di variazione dello sforzo di pesca. È oggi largamente riconosciuto che i principali fattori che possono influenzare le fluttuazioni di tale risorsa sono da ricercare nell'ambiente.

L'ipotesi di base del presente lavoro è che la cattura di acciuga (*Engraulis encrasicolus*) su base annuale, frutto dell'attività di pesca di quattro marinerie nell'Adriatico settentrionale, è influenzata dalla portata del fiume Po. Risulta comunque difficile riuscire ad individuare in maniera esatta delle semplici relazioni causa-effetto in grado di spiegare i meccanismi di tale influenza.

Piccinetti (1970) e Stirn e Kubic (1974) in due distinti lavori hanno evidenziato la migrazione antioraria dei banchi di piccoli pelagici in accordo alla circolazione delle masse d'acqua che avevano origine dal fiume Po.

Inoltre, in una recente ricerca Coombs *et al*. (1997) hanno messo in relazione la portata d'acqua del Po e lo sviluppo di plancton e larve e hanno confermato una correlazione già trovata in altri siti simili (Palomera, 1992; Ré, 1994). Peraltro, lungo il

suo corso (675 km) il Po attraversa aree dedite all'allevamento e all'agricoltura e, di conseguenza, il fiume arricchisce di nutrienti l'Adriatico settentrionale.

Da tali osservazioni emerge che la relazione tra la portata del fiume Po e la cattura di acciuga è certamente indiretta, in quanto essa è il risultato degli effetti di differenti eventi intermedi, che includono il trasporto di uova e larve più o meno lontano dalla costa, l'abbondanza di fitoplancton e la disponibilità di cibo per l'acciuga (zooplancton).

L'incertezza intrinseca nei dati e la natura complessa delle relazioni tra portata del Po e fluttuazioni delle catture nell'Adriatico settentrionale, ha spinto gli autori ad adottare un approccio di modellazione Fuzzy.

La teoria degli insiemi fuzzy è stata sviluppata da L. Zadeh (1965), ma solo negli ultimi anni è stata proposta come una procedura per la risoluzione di problemi che non erano ben definiti e per i quali è difficoltoso implementare un modello matematico esatto.

Materiali e metodi

Dal 1975 un gruppo di ricercatori dell'IRPEM del CNR di Ancona acquisisce dati bio-statistici sulle catture di piccoli pelagici presso i principali porti dell'Adriatico centrale e settentrionale. Nella presente trattazione sono stati utilizzati solo gli sbarchi di acciughe e sardine relativi a Porto Garibaldi, Cesenatico, Cattolica e Trieste (Fig. 1) per il periodo 1975-1992. Dei quattro porti in esame solo Trieste non si trova in prossimità del delta del Po, ma per tale porto gli sbarchi di acciughe e sardine sono pari rispettivamente a 1.5% e 3.9% della cattura totale nei quattro porti.

Sebbene la serie storica non sia particolarmente lunga, essa può fornire utili informazioni per pianificare future ricerche e per compiere il primo passo verso l'implementazione di un modello predittivo per tali risorse.

Ad esclusione di Trieste, il principale attrezzo da pesca utilizzato è la rete volante trainata da coppie di barche, che viene utilizzato durante il giorno quando la biomassa ittica pelagica tende ad aggregarsi in banchi.

Per quanto riguarda la portata del Po, è stata utilizzata la serie temporale della portata media annuale, misurata presso la stazione di Pontelagoscuro dall'"Ufficio idrografico del Po".

In Fig. 2 sono riportati gli andamenti delle catture di acciughe e sardine per i summenzionati quattro porti e della portata del fiume Po.

Il modello adottato considera una variabile dipendente d'uscita, la cattura di acciuga nell'anno $t+1$, e tre variabili indipendenti d'ingresso relative al precedente anno t (portata del Po, catture di acciughe e catture di sardine). Tale scelta è legata alle seguenti considerazioni:

- è stato notato da Cingolani *et al.* (1993) che la cattura di acciughe è legata all'indice di reclutamento della risorsa e che la struttura per età è dominata dalle prime classi d'età (0-1). Per tenere conto di tali risultati, nell'implementare il modello è stato considerato il solo *lag* 1 tra le catture di acciughe in ingresso e in uscita al modello;
- l'inclusione delle catture d'acciughe e della portata del Po nell'anno t come variabili d'ingresso del modello è legata alla disponibilità di cibo per due specie pelagiche (acciughe e sardine) in competizione.

Lo studio delle fluttuazioni delle catture dei piccoli pelagici è complesso e difficile da affrontare con i classici modelli di dinamica di popolazione, non solo a causa della presenza di oscillazioni che non possono essere interpretate, ma anche perché la cattura

per unità di sforzo non può essere facilmente usata come un indice dell'abbondanza della popolazione (Saville, 1980; Sharp e Csirke, 1983). Nel caso della popolazione di acciughe, le catture costituiscono un buon indice di abbondanza, poiché quando la cattura non soddisfa le attese dei pescatori, le volanti continuano a pescare le sardine. Questa considerazione ha indotto a considerare nel modello la cattura di acciughe invece che la cattura per unità di sforzo.

Nel presente lavoro è stata adottata la tecnica di stima del modello fuzzy proposta da Takagi e Sugeno (1985). Nella procedura di stima del modello è stato utilizzato l'errore quadratico medio (Mean Squared Error - MSE).

Tale procedura considera inizialmente tre differenti modelli per i quali sono stati definiti due sottoinsiemi fuzzy nell'insieme di variazione di una delle tre variabili d'ingresso al modello (200, 020 e 002). Il valore più basso di MSE permette di individuare quale delle tre variabili d'ingresso è da considerare fuzzy. Tenendo conto di tale risultato, il passo successivo consiste nel definire modelli con quattro sottoinsiemi fuzzy (es. 220, 040 e 022) e di valutare il corrispondente valore di MSE. La procedura di individuazione del modello fuzzy ha termine quando è stato raggiunto il valore di MSE prefissato.

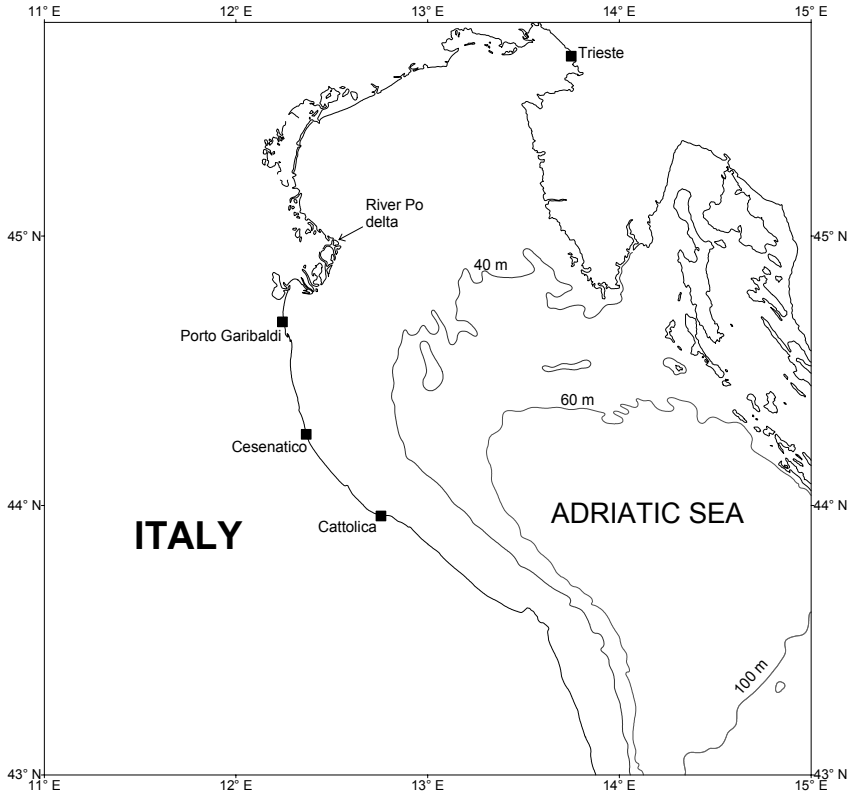


Fig. 1 - Bacino Adriatico settentrionale e siti delle quattro marinerie prese in esame.
Northern Adriatic Basin and positions of the four examined fisheries.

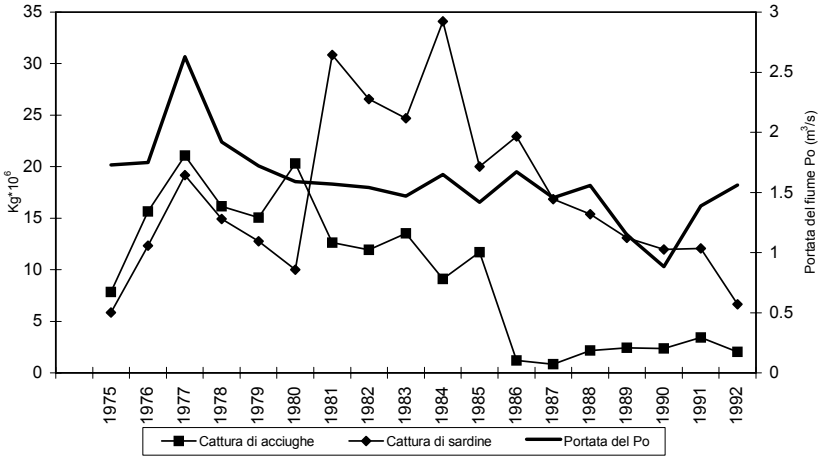


Fig. 2 - Serie temporali delle catture di sardine e acciughe (nei quattro porti del Adriatico settentrionale) e portata media annua del fiume Po.

Time series of sardine and anchovy catches (in the four ports of Northern Adriatic) and mean annual outflow of the Po river.

Risultati

La Fig. 3 mostra la correlazione inversa tra le catture di sardina e di acciuga. Bombace (1990) ha già ipotizzato la presenza di una compensazione biologica tra gli stocks di acciughe e sardine nel mare Adriatico. In realtà, è possibile individuare due distinte relazioni corrispondenti a due diversi livelli di catture (Fig. 3). I valori di R^2 associati alle due regressioni lineari sono 0.5206 ($p=0.019$) e 0.4432 ($p=0.072$) rispettivamente per il livello alto e per quello basso. E' interessante notare che, ad eccezione del primo punto della serie (1975), il livello basso corrisponde agli anni successivi al collasso delle catture di acciughe.

L'algoritmo di ricerca del modello fuzzy ottimale ha condotto all'individuazione del modello "022", per il quale due sottoinsiemi fuzzy sono stati individuati negli insiemi di definizione delle variabili "cattura di acciughe" e "cattura di sardine", e nessun insieme fuzzy per la variabile "portata del Po". Nella tabella 1 sono riportati i valori di MSE che hanno guidato la scelta del modello.

Al fine di verificare la capacità predittiva del modello stimato, è stato adottato il test "leave-one-out", ovvero la procedura di stima del modello è stata ripetuta n volte (n=numero di osservazioni), escludendo ogni volta un'osservazione e tentando di valutare il corrispondente valore dalle rimanenti informazioni. I risultati del test sono mostrati in Fig. 4, nella quale è possibile individuare due differenti comportamenti. Nel primo periodo (fino al 1987) i risultati sembrano essere influenzati dalla ridotta dimensione della serie storica, dal momento che l'esclusione di una osservazione sembra produrre l'eliminazione di informazioni essenziali per la rappresentatività del pattern globale. Nel secondo periodo, invece, la capacità predittiva è più elevata che nel primo. Quest'ultimo risultato suggerisce che, nonostante la ridotta dimensione del dataset, le variabili d'ingresso sono in grado di predire la cattura di acciuga nel mare Adriatico settentrionale.

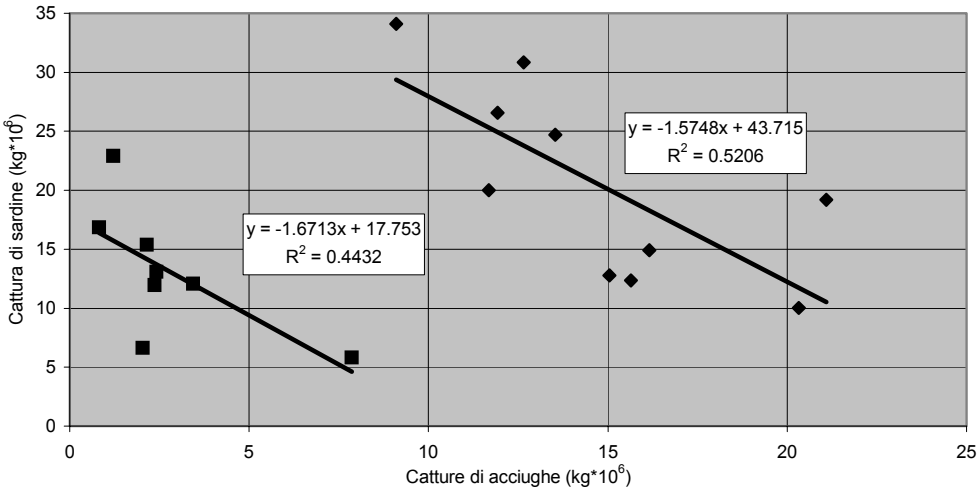


Fig. 3 - Catture di sardine vs. catture di acciughe per le marinerie in esame. Due rette di regressione individuano due differenti livelli di catture (alto e basso).

Sardine vs. Anchovy catches for the studied fisheries. Two regression lines single out two different catch levels (high and low).

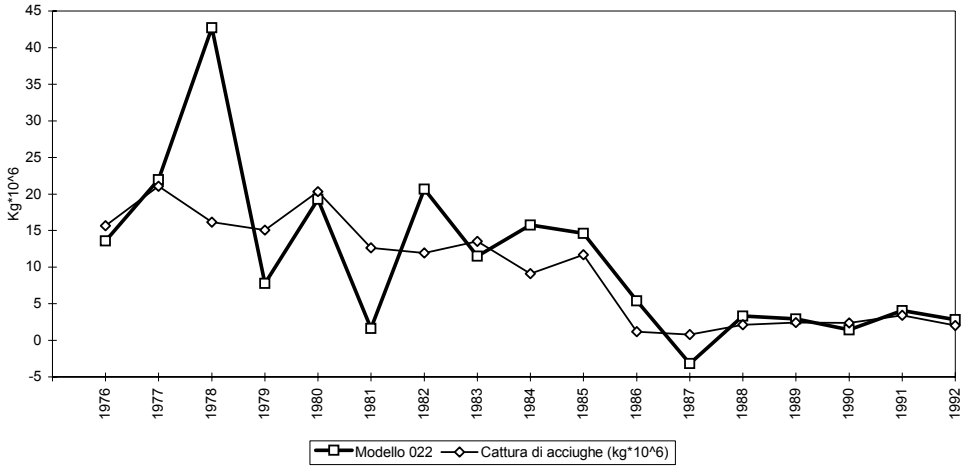


Fig. 4 - Risultati del test "leave-one-out".

Results of the "leave-one-out" test.

Per meglio descrivere la struttura del modello stimato, i valori della cattura di acciughe previsti per l'anno t+1 (Anch(t+1)) sono stati riportati nelle Figg. 5, 6 e 7 in funzione della cattura di acciughe nell'anno t (Anch(t)), della portata del Po (Env nelle figure) e della cattura di sardine. La Fig. 5 è stata ottenuta come sezione dello spazio dei valori di uscita caratterizzati da una cattura di sardine costante (13.87 kg*10^6). Lungo

ciascuna delle curve la portata del Po assume un valore costante. Nelle Figg. 5, 6 e 7 è stata anche riportata la bisettrice degli assi lungo la quale $\mathrm{Anch}(t+1)=\mathrm{Anch}(t)$. Tale linea rappresenta le condizioni di equilibrio per il sistema. In altre parole, se lo stato del sistema è rappresentato da uno dei punti della bisettrice e se le variabili in ingresso rimangono costanti, l'uscita del sistema rimane in condizioni di equilibrio. Una tale condizione è però difficile da trovare nella serie storica in esame, e solo negli ultimi anni del periodo considerato è possibile individuare un'evoluzione quasi costante per le acciughe. I punti relativi a tale periodo (1986-1992) sono stati riportati nello stesso piano della Fig. 5. E' interessante notare l'accumulo delle catture osservate intorno ad un ipotetico punto di equilibrio prossimo alla bisettrice. Solo quattro dei sei punti sono visibili a causa della sovrapposizione di alcuni di essi. Per una corretta interpretazione di tale risultato deve essere tenuto in considerazione che i corrispondenti valori delle catture di sardine variano nel range $12 \div 16.8$ kg*10^6, mentre i valori di uscita del modello (Fig. 5) sono stimati per una cattura media di sardine pari a 13.87 kg*10^6.

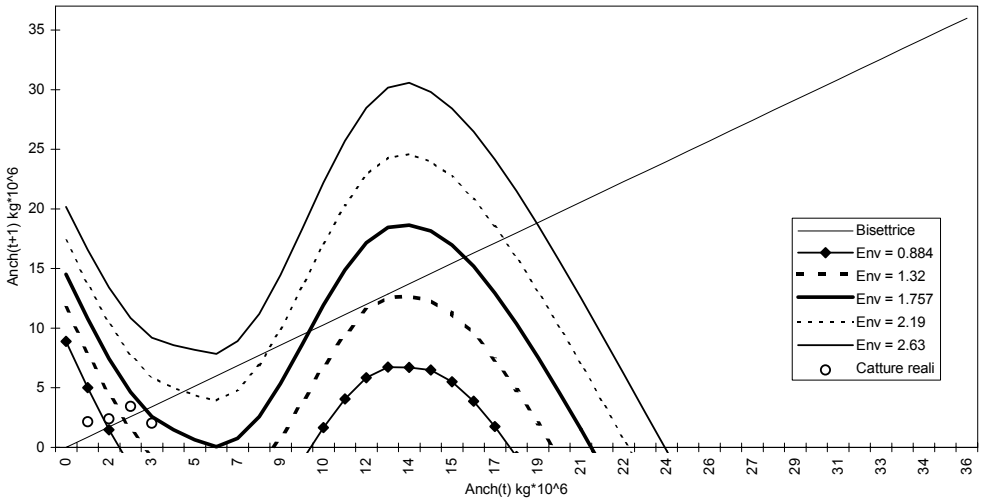


Fig. 5 - Catture di acciughe stimate dal modello in funzione della portata del Po. La cattura di sardine è pari a 13.87 kg*10^6. I cerchi bianchi rappresentano le posizioni reali del sistema negli anni 1986-1992.

*Model estimates of anchovy catches as function of the river Po outflow. The sardine catch is 13.87 kg*10^6. White circles indicate the real positions of the system in the period 1986-1992.*

L'analisi dei risultati conduce alle seguenti considerazioni:

- al di sopra di una certa soglia sull'asse orizzontale tutte le curve mostrano un andamento unimodale. È questa una situazione tipica per popolazioni viventi in un ambiente con limitata disponibilità di risorse (Ricker, 1978);
- i più elevati valori previsti di catture corrispondono a valori maggiori della portata del Po;
- dal confronto tra le Figg. 6 e 7, corrispondenti ai valori estremi delle catture di sardine osservate (6 kg*10^6 e 30 kg*10^6), è possibile notare un aumento della distanza tra le curve corrispondenti ai diversi livelli di portata del Po. Questo sembra sugge-

rire un forte effetto positivo del Po sulle catture di acciughe quando il corrispondente livello delle catture di sardine è alto;

- non sono presenti elevati livelli di catture di acciughe e sardine quando la portata del Po è bassa; sembra cioè che la portata del fiume Po controlli la "carrying capacity" del sistema.

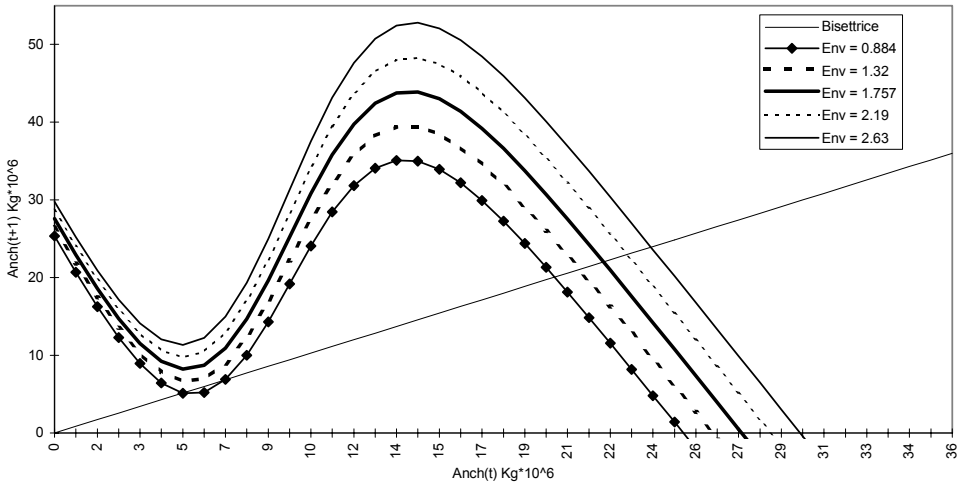


Fig. 6 - Catture di acciughe stimate dal modello in funzione della portata del Po. La cattura di sardine è pari a 6 kg*10^6.

Model estimates of anchovy catches as function of the river Po outflow. The sardine catch is 6 kg10^6.*

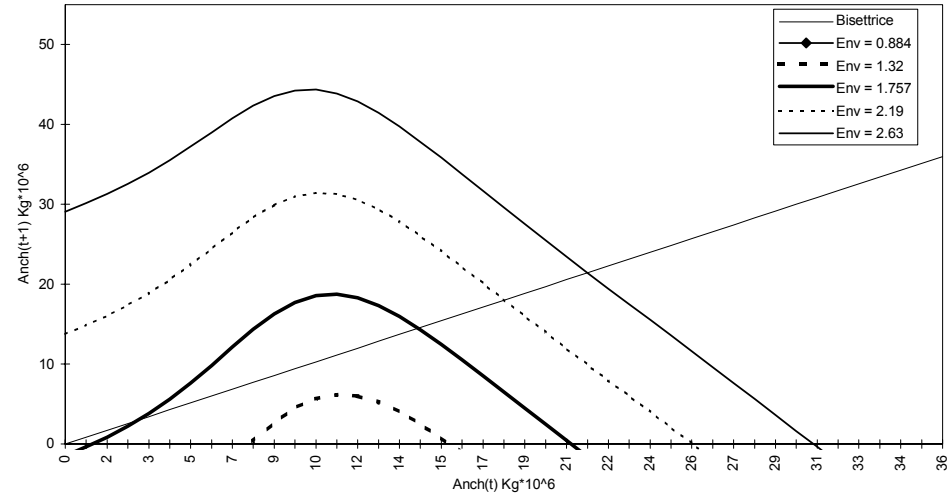


Fig. 7 - Catture di acciughe stimate dal modello in funzione della portata del Po. La cattura di sardine è pari a 30 kg*10^6.

Model estimates of anchovy catches as function of the river Po outflow. The sardine catch is 30 kg10^6.*

Tab. 1 - Valori di MSE ottenuti nella fase di individuazione del modello fuzzy.
MSE values obtained in the search procedure for fuzzy model.

Modello	MSE ($kg*10^6$)
200	2.5051
020	2.3848
002	2.6473
040	$2.06 * 10^{-4}$
220	$4.59 * 10^{-7}$
022	$2.65 * 10^{-7}$

Conclusioni

Il lavoro mostra che i metodi basati sulla logica fuzzy possono risultare utili per l'analisi di dati incerti e per lo studio di relazioni non lineari tra variabili riguardanti ecosistemi marini.

Dallo studio è emerso che la portata del fiume Po non può essere considerato il fattore responsabile del collasso della risorsa acciuga in Adriatico, ma è certamente una delle variabili da tenere in considerazione nell'implementazione di un modello predittivo della stessa risorsa.

Sono state individuate due distinte relazioni inverse corrispondenti a due differenti livelli di cattura. Cosa determina la transizione ?

Gli andamenti osservati suggeriscono che le catture di acciuga nell'Adriatico settentrionale potrebbero essere influenzate da un effetto soglia prodotto dalla portata del Po o da altre variabili ambientali non esaminate nel presente lavoro. Probabilmente l'utilizzo di dati mensili potrebbe essere di aiuto per uno studio più approfondito del problema.

Summary

Aim of this work is the study of the relationships between the river Po outflow and the anchovy *(Engraulis encrasicolus)* catches in the northern Adriatic sea.

Since 1975 a group of researchers is involved in the acquisition of bio-statistical data on catches of small pelagics in many Italian ports of the northern and central Adriatic sea. In the present work only total anchovy and sardine landings in four ports (Porto Garibaldi, Cesenatico, Cattolica and Trieste) for the period 1975-1992 have been considered.

The uncertainty of data and the indirect nature of the relationship between river Po outflow and anchovy catch fluctuations in the northern Adriatic induced us to adopt a fuzzy modelling approach. In the last years fuzzy logic has been applied in different scientific contexts as useful tool for the analysis of natural phenomena difficult to describe with an exact mathematical model. In this context it helps to identify a good combination of the input variables in order to obtain the best reconstruction of the output.

The estimated fuzzy model shows that river Po outflow is able to positively affect anchovy abundance and that it primarily influences the carrying capacity of the northern Adriatic system. Results demonstrate also that river Po outflow cannot be considered an exhaustive factor in the implementation of a predictive model of the anchovy resource.

Bibliografia

BEMBO D.G., CARVALHO G.R., CINGOLANI N., ARNERI E., GIANNETTI G., PITCHER T.J. (1996) - Allozymic and morphometric evidence for two stocks of the European anchovy *Engraulis encrasicolus* in Adriatic waters. *Mar. Biol*., **126**: 529-538.

BEMBO D.G., CARVALHO G.R., SNOW M., CINGOLANI N., PITCHER T.J. (1995) - Stock discrimination among European anchovies, *Engraulis encrasicolus*, by means of PCR - amplified mitochondrial DNA analysis. *Fish. Bull.*, **94**: 31-40.

BOMBACE G. (1990) - Fisheries of the Adriatic Sea. In: G. Colombo, I. Ferrari, V.U. Ceccherelli, R. Rossi (eds), *Marine Eutrophication and Population Dynamics, Proceedings of 25th European Marine Biology Symposium: 10-15 September:* 379-389.

CINGOLANI N., GIANNETTI G., ARNERI E., LEVI D., PIERSIMONI A. (1993) - Valutazione degli stocks pelagici di alici e sardine in Adriatico con metodi di dinamica di popolazione, *Rapporto Finale per il MRAAF, DG Pesca Marittima, Ancona (Mimeo):* 184 pp.

CINGOLANI N., KIRKWOOD K., GIANNETTI G., ARNERI E., LEVI D. (1996) - Note on the stock Assessment of *Engraulis encrasicolus* (L.) and *Sardina pilchardus* (Walb.) of the Northern and Central Adriatic Sea. *FAO Rapport sur les Pêches /FAO Fisheries Report. Rome:* FAO, FIPL/3533 (Suppl.): 1-5.

COOMBS S., GIOVANARDI O., CONWOY D., MANZUETO L., HALLIDAY N., BARRETT G. (1997) - The distribution of eggs and larvae of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) in relation to hydrography and food availability in the outflow of the River Po. *Acta Adriat*., **38**: 33-47.

LEVI D., ANDREOLI M.G., ARNERI E., GIANNETTI G., RIZZO P. (1994) - Otolith reading as a tool for stock identification. *Fish. Res*., **20**: 97-107.

PALOMERA I. (1992) - Spawning of Anchovy *Engraulis encrasicolus* in the nortwestern Mediterranean relative to hydrographic features in the region. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **79**: 215-223.

PICCINETTI C. (1970) - Considerazioni sugli spostamenti delle alici (*Engraulis encrasicolus* L.) nell'Alto e Medio Adriatico. *Boll. Pesca Piscic. Ichtiobiol*., **25** (1): 145-147.

RÉ P. (1994) - Anchovy spawning in the Mira Estuary. *Arq. Mus. Boc*. (Nova serie), **2**: 423-454.

RICKER W.E. (1978) - The historical development. In: J.A. Gulland (ed), *Fish population dynamics.* John Wiley & Sons: 1-26.

SAVILLE A. (1980) - The assessment and management of pelagic fish stocks. A symposium held in Aberdeen 3-7 July 1978. *Rapp. Proc. Verb. Cons. Int. Explor*. *Mer*, **177**: 517 pp.

SHARP G., CSIRKE J. (1983) - Proceedings of the expert consultation to examine changes in abundance and species composition of neritic fish resources. *FAO Fish. Rep*., **291** (3): 1225 pp.

ŠTIRN J., KUBIK L. (1974) - Contribution to the knowledge of migrations and the volume of the pilchard and anchovy populations in the Northern Adriatic. *Acta Adriat*., **16** (24): 401-422.

TAKAGI T., SUGENO M. (1985) - Fuzzy Identification of Systems and Its Application to Modelling and Controls. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics*, **15** (1): 116-132.

ZADEH L.A. (1965) - Fuzzy sets. *Inform. Contr.*, **8**: 338-353.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 121-128

M. Pellizzato, A. Vendramini

Agri.Te.Co., Via C. Mezzacapo, 15 - 30175 Marghera, Venezia, Italia.

EXPERIMENTAL MANAGEMENT OF *CHAMELEA GALLINA* (L.) IN VENICE AND MONFALCONE MARINE BOXES (1997-2000)

SUPPORTO TECNICO-SCIENTIFICO ALLA GESTIONE SPERIMENTALE DELLA RISORSA CHAMELEA GALLINA *(L.) NEI COMPARTIMENTI MARITTIMI DI VENEZIA E MONFALCONE (PERIODO 1997 - 2000)*

Abstract

Realising a need to provide a correct management of natural beds of the bivalve Chamelea gallina *(L.) within the marine Boxes of Venice and Monfalcone (northern Adriatic), a sampling programme and a survey of the fishing fleet have been carried out.*

The experiment has been carried out in close relationship with the Management Consortium (Co.Ge.Vo.) supervisors who have been supplied with detailed and updated information on the progress of the resources and have planned their management activities accordingly.

Moreover knowledge on clams distribution and size, homogeneity of data and accuracy of information have helped operators plan rational boat distribution per marine Box.

Key-words: Chamelea gallina, *management, stock assessment, hydraulic dredges, north Adriatic Sea.*

Introduction

The Adriatic clam *Chamelea gallina* (L.) is one of the most abundant sedimentary species present in the Adriatic coast shallow waters. Natural sea-beds present along the coast are affected by serious problems caused by both anthropic activities (such as fishing, important engineering and water works, digging and beach implementing, etc.) and by environmental changes (such as mucilage, anoxia, hypoxia of the sea bed, change of sediments, etc.) which have caused widespread mortalities as monitored in October 1993, November 1996, July-August 1998, November 2000.

Clam-based fishing activities are experiencing a very critical period over the whole Northern Adriatic Sea. In view of the critical situation, the Ministry for Agricultural Policies has launched an experimental programme to carry out a project on clam management in the marine Boxes of Venice and Monfalcone. The aim is to monitor *Chamelea gallina* natural beds, record mortalities, and collect data on the Adriatic clam (stock size, size distribution, etc.) in order to suggest proper management and create the base for a rational production policy.

Materials and methods

Sampling has been carried out by means of hydraulic dredges provided with a bag-shaped sampling mesh (sampling inner bag) to gather information also on juvenile clams. The sampling bag (40 cm width, 30 cm height) has a rigid entrance and can sieve through a 9 mm-mesh.

The sampling scheme implies experimental fishing every six months, distributed along transects perpendicular to the coast, which are placed at a distance of two nautical miles from each other (Fig. 1).

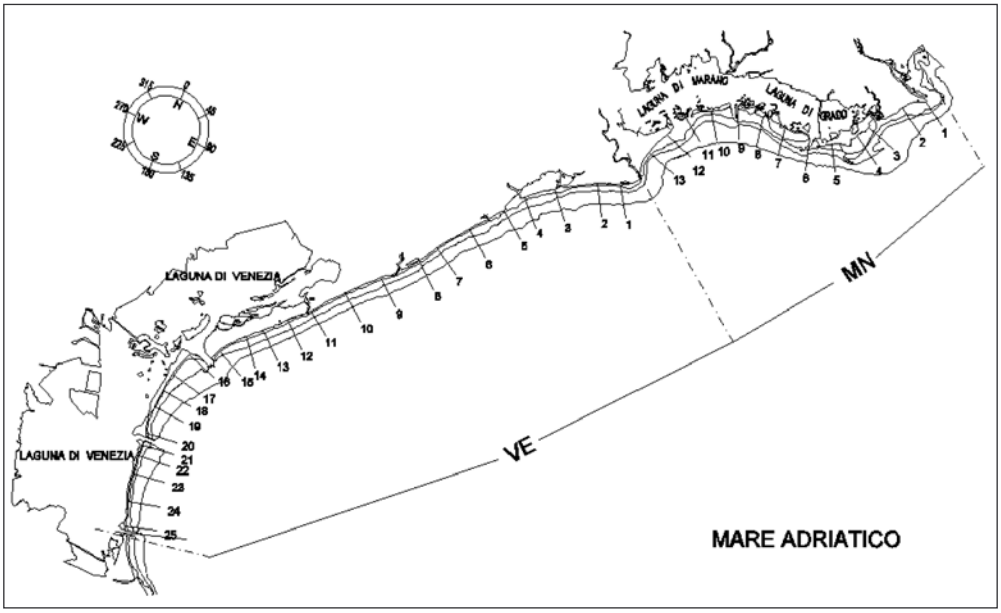


Fig. 1 - Chart of the Northern Adriatic Coast showing the natural beds of *Chamelea gallina* (Venice marine Box - VE - transects 1 to 25, Monfalcone marine Box – MN - transects 1 to 13).

Area costiera Nord Adriatica. Compartimento marittimo di Venezia (transetti n. 1–25) e Monfalcone (transetti n. 1–13).

Within each transect, clam-fish samples have been fished starting at 2 m depth (when possible). Sampling has been carried out each time bathymetry showed differences of 1 meter until *Chamelea gallina* disappeared or was scarcely detected or the area was not suitable for commercial use. Fishing was done in parallel to the coast, by recovering the anchor provided with a 100 m long cable by means of a winch.

At each catch, a sample consisting of the contents of the sampling inner bag has been collected. A sample of what was contained in the dredge has also been collected and sieved on board by means of a vibrating screen fitted with a 21 mm-mesh, it has also been weighed in order to evaluate the commercial portion of the fishing. Samples over 10 kg have been separated into sub-samples. At the end of the fishing day, the samples have been placed in suitable numbered boxes, stored in refrigerators, until sorting operations and biometric analysis.

Both samples from the commercial dredge and those from the inner sampling bag have undergone biometric analysis in the days following the collecting campaign. Lab measurements have been carried out by means of a calliper (to the nearest 0,1 mm) and analytical scales (weight for 1 mm long classes with 0,01 g precision).

Biomass values and length compared to weight were formulated as $W = 0{,}000715 * L^{2{,}747}$.

Data concerning the total amount of product fished per boat have been collected on a monthly basis. These statistics have been supplied and partially processed by the Management Consortium (Co.Ge.Vo.), according to the latest regulations.

Results

Data concerning the natural beds of *Chamelea gallina* have been processed in order to map the resource present situation and spatial distribution. Results concerning Venice and Monfalcone marine Boxes are shown in the following tables and figures.

Tab. 1 - Venice marine Box. Fishing surveys (Winter 1997/98 – Summer 2000).
Compartimento Marittimo di Venezia. Campagne di pesca (inverno 1997/98 – estate 2000).

Survey	Total sampled stations	N. stations of commercial interest clams ≥ 5 g/m²	Share of stations of commercial interest among those with clams >0,01 g/m²	Medium clams density on a marine box basis (g/m²)
Winter 97-98	174	23	15,1 %	2,5
Summer 98	51	38	77,6 %	27,3
Winter 98-99	58	27	47,4 %	5,8
Summer 99	113	73	68,2 %	14,7
Winter 99-00	55	32	60,4 %	7,7
Summer 2000	130	66	56,9 %	10,0

Tab. 2 - Monfalcone marine Box. Fishing surveys (Winter 1997/98 – Summer 2000).
Compartimento Marittimo di Monfalcone. Campagne di pesca (inverno 1997/98 – estate 2000).

Survey	Total sampled stations	N. stations of commercial interest clams ≥ 5 g/m²	Share of stations of commercial interest among those with clams >0,01 g/m²	Medium clams density on a marine box basis (g/m²)
Winter 97-98	65	3	6,1 %	1,4
Summer 98	34	26	76,5 %	17,4
Winter 98-99	42	19	48,7 %	8,51
Winter 99-00	30	4	17,4 %	2,3
Summer 2000	51	6	14,0 %	2,4

Venice marine Box management aspects

During the first year of the research experimental program (1998/1999), surveys carried out by competent authorities have pointed out irregularities and irresponsible behaviour of single fishermen to juvenile fishing. News appeared in the local newspapers relating the Venice Coast Guard's reports on the problem of illegal fishing. The situation improved during the last year of the project when fishermen proved to be more responsible and sensible. The Management Consortium also deliberated some changes concerning quote/boat/day, which lead to a stop of fishing activities after Summer 2000 (such changes were actually due mainly to reasons connected with social-economic needs rather than the fishing biomass present in the marine Box). Later an agreement, with the nearby Chioggia marine Box, set quote/boat/day at 260 kg.

Nevertheless improvements in the biological aspects of the resource are still uncertain notwithstanding the achievements reached by the National Clam Master Plan (Piano Vongole, 1998) and the agreements between Venice and the nearby marine Boxes. In fact it is probable that fishermen will be forced to devote to other jobs to integrate their income.

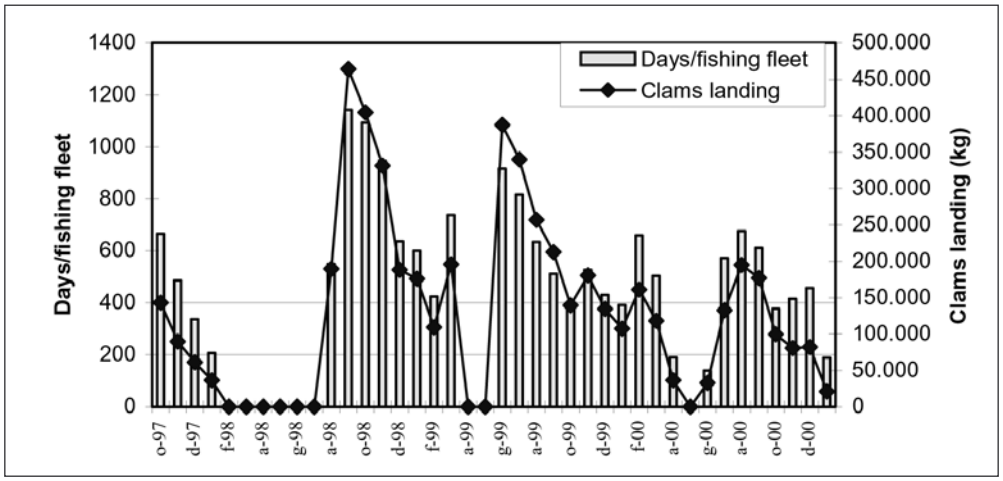


Fig. 2 - Venice marine Box. Days/fishing fleet and monthly clam landing (in kg).
Compartimento Marittimo di Venezia. Giorni di pesca della flotta e vongole sbarcate mensilmente (in kg).

Monfalcone marine Box management aspects

Monfalcone marine Box (Fig. 1) is characterised by a small fishing zone (about 15 km), whose limits are the sea outlets and port entrances. Its situation is unique in Italy: it is the first marine box producing *Chamelea gallina* in the northern Adriatic sea. North of it, towards Trieste marine Box, clams are not present. In biological terms it means that the larvae of *Chamelea gallina* come from local broodstock only, and juveniles do not come from nearby areas.

Tab. 3 - Commercial size clam abundance (tons) and surface (Km^2) in *Chamelea gallina* fishing areas based on yearly surveys carried out by the operative units evaluating Venice Box clam beds. 1990-1996 data are taken from the National Clam Master Plan (Piano Vongole, 1998); 1997 data refer to Pellizzato *et al.*, 1998; 1998-2000 data refer to the present research. n.a. = data not available.

Abbondanza (t) di vongole di taglia commerciale e superficie (Km^2) degli areali di pesca a Chamelea gallina *calcolati in base alle prospezioni annuali effettuate dalle unità operative incaricate della valutazione dei banchi di vongole del Compartimento di Venezia. La serie dei dati 1990-1996 è tratta dal Piano Vongole, 1998; i dati 1997 sono in: Pellizzato et al., 1998; i dati 1998-2000 si riferiscono alla presente ricerca; n.a. = dati non disponibili.*

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
t	1.279	1.211	836	n.a.	1.450	1.590	n.a.	239	n.a.	885	773
Km^2	110	86	93	n.a.	94	80	n.a.	89	n.a.	73	79
Density t/Km^2	11,6	14,1	9,0	n.a.	15,4	19,9	n.a.	2,7	n.a.	12,1	9,8

The Management Consortium has among its associates all 42 fishing firms qualified for clam fishing by means of a dredge. In the Consortium fishing regulations it is stated that clams or brown venus clams (*Callista chione*) fishing can be claimed as a job according to the ministerial law (D.M. 11.02.2000). Presently 19 are the boats which fish clams as a job. They are distributed between Grado (12 boats) and Marano Lagunare (7 boats). We can notice that the number of the boats has drastically decreased, this is due both to an increase in mortalities and a lack of product which has been affecting the marine Box for the latest years. We need to consider that before the National Clam Master Plan (Piano Vongole, 1998) was put into force, 76 were the boats operating in the marine Box of Monfalcone, and that among them 37 were clam-fishing boats.

An additional measure by the Management Consortium in order to reduce the fishing pressure consisted in establishing the highest fishing quote allowed per day at 250 kg for boats with two fishermen, and at 300 kg for boats with three fishermen.

These amounts are half-reduced in comparison with the highest daily quote (600 kg) approved by the law ("Discipline of clam fishing" 21.07.1998). Moreover the Consortium has obliged the fishermen to use vibrating 23 mm-mesh screens in order to catch only medium-large product and guarantee the reproduction of the species and a better renewal of the resource.

As far as clams medium density is concerned on a marine Box basis, a slight improvement has been noticed in comparison with the situation monitored in winter 1997/1998 which lead to a stop in the activity during most of 1998. Nevertheless we notice that when fishing activity started again (January 1999) the density of the commercial product on a marine Box basis had decreased, with values that were hardly over 2 g/m^2 in the second year of experimenting.

Conclusions

During the years of the experimental clam management a progressive decrease of the fishing effort (number of dredges used for fishing *Chamelea gallina*) has been noticed. That depended both on the application of the National Clam

Master Plan (Piano Vongole, 1998) and the Management Consortium regulations which established that an exclusive choice on either fishing brown venus clams (*Callista chione)* or Adriatic clams (*Chamelea gallina*) had to be made. Moreover the fishing pressure on *C. gallina* sea beds has temporarily reduced due to the opportunities offered by other fishing activities (such as cuttlefish seasonal fishing and harvesting of manila clams (*Tapes philippinarum)* in the lagoons).

Tab. 4 - Commercial size clam abundance (tons) and surface (Km^2) in *Chamelea gallina* fishing areas based on yearly surveys carried out by the operative units evaluating Monfalcone Box clam beds. 1990-1996 data are taken from the National Clam Master Plan (Piano Vongole, 1998); 1997 data refer to Pellizzato *et al.*, 1998; 1998-2000 data refer to the present research. n.a. = data not available.

Abbondanza (t) di vongole di taglia commerciale e superficie (Km^2) degli areali di pesca a Chamelea gallina *calcolati in base alle prospezioni annuali effettuate dalle unità operative incaricate della valutazione dei banchi di vongole del Compartimento di Monfalcone. La serie dei dati 1990-1996 è tratta dal Piano Vongole, 1998; i dati 1997 sono in: Pellizzato* et al., *1998; i dati 1998-2000 si riferiscono alla presente ricerca; n.a. = dati non disponibili.*

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
t	470	307	253	n.a.	175	157	n.a.	51	241	n.a.	75
Km^2	36	37	45	n.a.	27	40	n.a.	40	27	n.a.	31
Density t/Km^2	13,1	8,3	5,6	n.a.	6,5	3,9	n.a.	1,3	8,9	n.a.	2,4

According to the clams medium density calculated on a marine box basis a comparison with the situation monitored in winter 1997, which forced the fishermen to stop their activities for eight months, has shown a significant increase in the abundance. Particularly it has been noticed that in winter the values (g/m^2) progressively increase, giving evidence of the spreading of natural beds. Such an improvement probably depends on greater attention paid to management criteria. In summer the medium density guarantees fishing vessels profits at an acceptable level.

Constant recruitment has been noticed in summer and the presence of settlements of razor shells, cockles and other species of clams has been detected in areas where large amounts of juveniles had not been present for a long time.

Direct observation and information supplied by fishermen, show that fishing areas tend to decrease.

Monitoring has showed that most of the fishing resource is presently closer to the coast (3-5 m depth) in fact earlier studies reported 4-6 m depth.

The experiment has been carried out in close relationship with the Co.Ge.Vo. supervisors who have been supplied with detailed and updated information on the progress of the resources and have planned their management activities accordingly.

Moreover knowledge on clams distribution and size, homogeneity of data and accuracy of information have helped operators plan rational boat distribution per marine Box.

Trusting in a future implementation of production agreements with fishermen and considering the uncertainty of the situation and the difficulty in managing the resources successfully, we suggest that monitoring should progress and positive actions such as restocking, reducing areas, etc. be taken into consideration.

Riassunto

I banchi naturali di vongole della specie *Chamelea gallina* (L.), ancora presenti lungo la fascia costiera adriatica, sono soggetti a non trascurabili stress causati sia dall'intervento antropico che dalle mutate condizioni ambientali ed hanno di recente manifestato frequenti fenomeni di estese morie (ottobre 1993, novembre 1996, luglio-agosto 1998, novembre 2000).

La pesca basata questa risorsa sta attraversando quindi un periodo molto critico, soprattutto in Nord Adriatico e, dato il perdurare di questa situazione, il Ministero per le Politiche Agricole e Forestali ha promosso una sperimentazione per l'attuazione di un programma per la gestione di molluschi bivalvi nei compartimenti di Venezia, Monfalcone e Chioggia, i cui principali obiettivi consistono nel valutare lo stato dei banchi naturali di vongola adriatica nel tempo, verificare eventuali fenomeni di moria, raccogliere informazioni sulla popolazione di *Chamelea gallina*, al fine di suggerire utili indicazioni per una corretta gestione della risorsa e creare i presupposti per un razionale programma produttivo.

I prelievi sono stati condotti usufruendo di imbarcazioni appartenenti alle marinerie locali e dotate di un attrezzo di tipo commerciale al quale è stato posto internamente, nella porzione centrale della bocca della draga, un sacco in rete (campionatore) così da consentire anche la raccolta della porzione di prodotto con taglia inferiore al limite commerciale. Lo schema di campionamento prevedeva pescate sperimentali con cadenza semestrale, distribuite lungo transetti disposti perpendicolarmente alla costa e situati a circa due miglia nautiche l'uno dall'altro. Per ogni stazione di campionamento è stato prelevato un campione costituito dal pescato presente nel campionatore.

Per la costruzione di un esauriente quadro d'insieme della pesca dei molluschi bivalvi nei compartimenti di Monfalcone e Venezia, si è proceduto alla raccolta sistematica dei dati riguardanti le quantità di pescato mensile dei singoli motopesca. Dal 1997 ad oggi, si è assistito ad una progressiva diminuzione dello sforzo di pesca sui banchi naturali di *Chamelea gallina*: ciò è dovuto sia ai ritiri effettuati come previsto dal Piano Vongole, che dall'autoregolamentazione messa in atto dai Consorzi di Gestione (Co.Ge.Vo.), che hanno stabilito efficaci regole di pesca. Relativamente alla densità media su base compartimentale si è riscontrata una sensibile ripresa rispetto alla situazione dell'inverno 1997, che aveva costretto il comparto all'arresto dell'attività per circa 8 mesi. In particolare si osserva come nel periodo invernale i valori in g/m^2 aumentino progressivamente negli anni, a testimonianza di una ripresa dei banchi naturali, probabilmente dovuta anche ad una maggior osservanza di criteri gestionali; nei periodi estivi la densità media consente catture tali da mantenere la redditività delle imprese di pesca ad un livello accettabile. L'andamento degli sbarchi di vongole evidenzia come dopo i periodi di fermo-pesca si raggiungano i quantitativi più elevati. Il reclutamento nel periodo estivo è stato regolare anche in aree dove da tempo non erano rinvenuti giovanili in tali quantità.

Da osservazioni dirette ed indicazioni fornite per più anni dai pescatori, fanno ritenere che gli areali di pesca tendono a ridursi: il fenomeno è più evidente anche nelle zone tradizionalmente vocate. La maggior pescosità è stata riscontrata sotto costa (batimetrie comprese fra i 3 e i 5 metri), mentre in precedenti ricerche veniva indicata fra i 4 e 6 metri.

La sperimentazione, condotta in stretto rapporto con i rappresentanti de Consorzi di Gestione, ha consentito una migliore programmazione dello sforzo di pesca e distribuzione della flotta, garantendo nello stesso tempo un'omogeneità e trasparenza delle informazioni ai vari livelli.

References

DEL PIERO D. (1998) - Indagini sullo stock di *Chamelea gallina* (L., 1758), vongola comune nei compartimenti di Monfalcone (1984-1997) e Venezia (1990-1997). (Surveys on the natural Adriatic clam *Chamelea gallina* (L., 1758) in Monfalcone (1984-1997) and Venice marine Boxes). *Biol. Mar. Medit.*, **5** (3): 395-399.

DEL PIERO D., FORNAROLI D. (1998) - Situazione dello stock di *Chamelea gallina* (L.) nel Compartimento marittimo di Venezia (1984/1995)(Situation of *Chamelea gallina* (L.) stock in Venice marine Box (1984/1995). *Biol. Mar. Medit*., **5** (2): 393-403.

FROGLIA C. (1989) - Clam fisheries with hydraulic dredges in the Adriatic Sea. In: J.F. Caddy (ed), *Marine Invertebrate Fisheries: their assessment and management*. Wiley Interscience Publication: 507-524.

MINISTERO DELLE RISORSE AGRICOLE ALIMENTARI E FORESTALI (1996) - *Risorsa Molluschi* (Ministry for Agricolture, Food and Forest resources. 1996. *Clam resource*). A cura del C.I.R.S.P.E: 86 pp.

MINISTERO PER LE POLITICHE AGRICOLE (1998) - *Piano Vongole*. (Legge 164/98). Rapporti Tecnici a cura del Ministero per le Politiche Agricole (*National Clam Master Plan*. 1998. Technical reports. Ministry for Agricultural Policies).

PELLIZZATO M., CORNELLO M., FOLIN D., GRIM F., LIBRALATO M., NESTO N., ROCCO R., TRIGG R.E., VENDRAMINI A. (1998) - Sperimentazione della gestione dei banchi naturali di molluschi bivalvi della specie *Chamelea gallina* (L.) nei compartimenti marittimi di Venezia e Monfalcone (Nord Adriatico) (periodo Novembre 1997 - Aprile 1998) *Biol. Mar. Medit.,* **5** (3): 385-394.

PRIOLI G., FIORI F., MIETTI N. (1998) - Sperimentazione della gestione dei molluschi bivalvi nel Compartimento di Chioggia (Novembre 1997 - Aprile 1998). (Experiments on the management of bivalves in Chioggia marine Box (November 1997 – April 1998). *Biol. Mar. Medit.,* **5** (3): 418-427.

Funded by the “Ministero per le politiche agricole e forestali, Divisione Generale della Pesca e dell’Acquacoltura”.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 129-137

G. Orel, G. Fontolan[1], I. Burla[1], R. Zamboni,
A. Zentilin[2], G. Pessa

Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Trieste,
Via Weiss, 2 - 34127 Trieste, Italia.
[1]Dipartimento di Sc. Geologiche, Ambientali e Marine, Università degli Studi di Trieste,
Via Weiss, 2 - 34127 Trieste, Italia.
[2]ALMAR Acquacoltura Lagunare Marinetta Scarl,
Via G. Raddi, 2 - 33050 Marano Lag, Udine, Italia.

ASPETTI DELL'IMPATTO DELLA PESCA DELLA VONGOLA VERACE FILIPPINA (*TAPES PHILIPPINARUM*) CON DRAGHE AL TRAINO NELLA LAGUNA DI MARANO (ADRIATICO SETTENTRIONALE)

EFFECTS OF MECHANICAL DREDGES FISHING: THE CASE OF MANILA CLAM (TAPES PHILIPPINARUM) *IN THE MARANO LAGOON (NORTHERN ADRIATIC SEA)*

Abstract

The production of Tapes philippinarum *(Manila clam), the Lagoon bottom structure and benthonic population are herein analysed and discussed, following the introduction, culture and fishing of the species into the Marano Lagoon (Northern Adriatic sea). Manila clam is bred inside managed parks by using operating machines and fished in natural bank by means of mechanical clam dredges.*

In order to assess the effects of clam fishing with mechanical dredges on the bottom sediments and the benthic community structure, a fishing experiment with "rastrello maranese" (a typical local dredge) was carried out. The results are herein presented and discussed.

Key-words*:* Tapes philippinarum, *environmental impact, Marano lagoon.*

Introduzione

L'allevamento e la pesca di *Tapes philippinarum* (Adams e Reeve, 1850; Mollusca Bivalvia) nelle lagune alto adriatiche sono una realtà economica ormai consolidata; questa specie alloctona introdotta in Italia nei primi anni '80 a scopi colturali (AA.VV. ESAV, 1990) è stata capace di diffondersi naturalmente aldilà delle aree di allevamento ed è attualmente presente in grandi quantità in tutte le lagune nord adriatiche. Nella Laguna di Marano i primi allevamenti della vongola verace filippina sono iniziati nel 1986 ed a partire dal 1994 è iniziato lo sfruttamento, da parte di pescatori professionisti, di banchi di vongole esterni alle aree in concessione per l'allevamento (Fontolan *et al*., 1994; Orel *et al*., 1996). La pesca viene effettuata sia con raccolte manuali sia con l'uso di draghe al traino localmente note come "ferro" o "rastrello maranese" (Fig. 1).

Allo scopo di valutare gli effetti indotti dal rapido maranese sulla struttura dei fondali e dei popolamenti bentonici, il Dipartimento di Biologia in collaborazione con la cooperativa ALMAR ha condotto nella primavera ed estate 1996 uno studio sull'impatto di questo attrezzo, eseguendo delle pescate sperimentali e dei campionamenti prima e dopo le operazioni di pesca.



Fig. 1 - Rastrello Maranese.
Rake of Marano.

Materiali e metodi

L'area di circa 3000 m^2 in cui è stato eseguito lo studio è stata individuata all'interno delle concessioni della cooperativa Almar, quindi soggetta a controllo e presumibilmente non in balia di interventi di pesca, effettuati abusivamente ed in antitesi con i tempi e i metodi della ricerca. La scelta del sito è avvenuta in considerazione anche del fatto che, seppur all'interno di una concessione di allevamento, tale area era inutilizzata e non era stata precedentemente interessata da alcun tipo di pesca. Individuata l'area, si è proceduto a delimitare un settore rettangolare di 30×60 m, all'interno del quale sono state eseguite le pescate sperimentali (Fig. 2). In questo rettangolo sono state posizionate in modo casuale 3 stazioni di campionamento (contrassegnate come A, B e C); altre 3 stazioni sono state individuate al suo esterno (contrassegnate come D, E ed F), con funzione di controllo-confronto.

La ricerca si è articolata in 3 campagne di campionamento ed una di pesca con la seguente tempistica:

– prima delle operazioni di pesca (aprile '96);
– dopo la pesca (maggio '96) eseguita con più passaggi sulla stessa area fino all'esaurimento commerciale del banco di vongole (densità limite di 0,01 Kg/m^2);
– dopo 4 mesi dalla conclusione delle azioni di pesca (agosto '96).

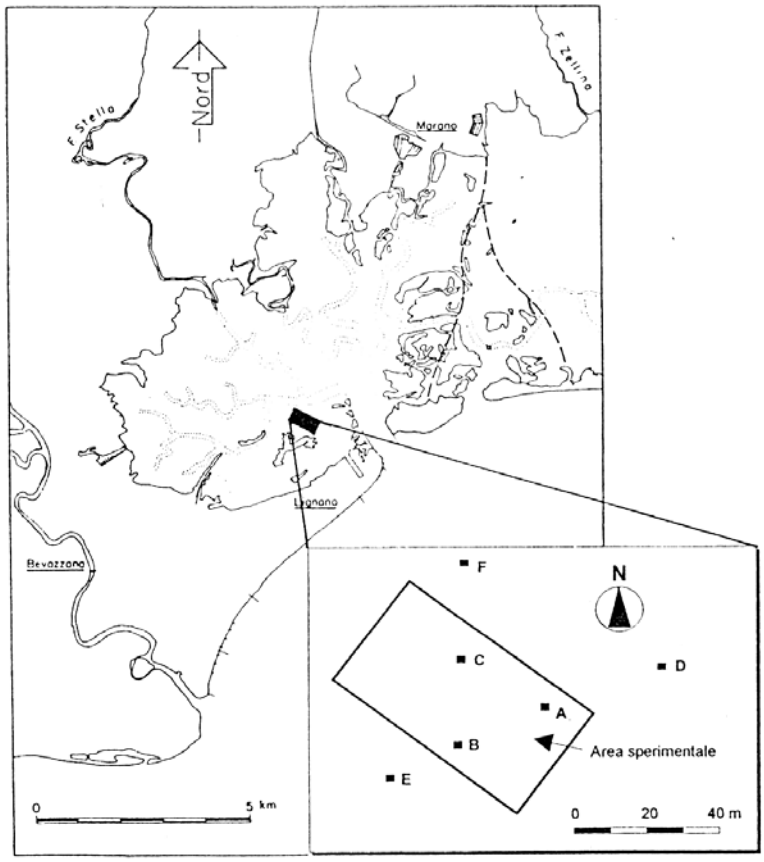


Fig. 2 - Ubicazione dell'area sperimentale.
Location of the experimental area.

Sui sedimenti raccolti, mediante carote di 10 cm di diametro, sono state eseguite analisi granulometriche. I campioni di benthos sono stati raccolti mediante benna Van Veen di 420 cm^2, per un volume totale di 2520 cm^2 per ogni stazione di campionamento (… bennate per stazione) permettendo così la redazione di tabelle faunistiche.

Lo strumento utilizzato per questo tipo di pesca è costituito da un piccolo rapido del peso di circa 40 Kg, con una bocca ampia 90 cm ed un sacco di rete a maglie di 56 mm di apertura (Burla, 1998-99). Il "rastrello" una volta calato in acqua viene trainato con una cima lunga da 8 a 10 m da scafi equipaggiati con motori entrobordo diesel di potenza variabile tra gli 80 ed i 120 HP. Normalmente la pesca viene effettuata trainando il rapido sui fondali lagunari finché la rete non risulta sufficientemente piena. Per questa ricerca è stato utilizzato uno scafo con motore da 90 HP e sono state effettuate delle pescate lungo i lati maggiori del rettangolo scelto per la pesca.

Risultati

I 18 campioni di sedimento (sei per ciascuna campagna) sono risultati composti da sabbie fangose, molto bioturbate, con elevate concentrazioni di gusci interi di bivalvi e gasteropodi tipici delle aree lagunari. Dalle analisi granulometriche si denota che i sedimenti sono costituiti in prevalenza da sabbia, con concentrazioni variabili da 65% a 90%, e subordinatamente da silt e argilla. In relazione al profilo tessiturale i campioni possono essere classificati come sabbie da siltose a debolmente siltose (secondo la classificazione di Wentworth) oppure come sabbie pelitiche e peliti molto sabbiose secondo quella di Kruit (1954; in Nota, 1958). Con riferimento ai campioni effettuati all'interno dell'area di pesca, va segnalato un decremento (pari a 9.5% in media) di materiale siltoso durante il prelievo di maggio, non riscontrato per le stazioni esterne. Nel terzo campionamento (agosto '96), nelle stesse stazioni, si assiste ad una tendenza al ripristino delle condizioni iniziali, sebbene le stazioni di controllo esterne all'area di pesca denuncino un decremento medio dell'ordine del 5% nel tenore di silt rispetto al secondo campionamento. L'argilla mostra quasi ovunque un decremento dei tenori da aprile a maggio, accompagnato da un incremento generale nel mese di agosto (Tab. 1).

Tab. 1 - Variazioni dei contenuti in sabbia, silt e argilla nell'area sperimentale e di controllo durante le diverse fasi di prelievo.
Sand, silt and clay content variations in the fishing and control areas during the different sampling phases.

		area sperimentale			area di controllo		
		A	B	C	D	E	F
aprile	SAND	72,5	76,7	70,4	64,9	76,8	69,9
	SILT	22,2	17,6	22,2	23,4	16,8	21,9
	CLAY	5,3	5,7	7,5	11,7	6,3	8,2
maggio	SAND	74,1	90,5	92,3	68,9	76,7	75,9
	SILT	19,7	7,4	6,1	26,3	18,5	22,8
	CLAY	6,2	2,1	1,6	4,8	4,7	1,3
agosto	SAND	69,3	81,0	81,8	75,6	76,5	77,9
	SILT	21,5	13,9	15,8	18,2	16,8	16,3
	CLAY	9,2	5,0	2,4	6,2	6,6	5,7

L'esiguo numero di campioni, tuttavia, limita la significatività statistica (ANOVA) anche nei casi in cui risulta abbastanza evidente un depauperamento di alcune componenti sedimentarie (Ortolan, 1996-97).

Dal punto di vista biologico la comunità bentonica presente nelle stazioni della prima campagna è costituita da un numero di specie e di individui più o meno simile e non si riscontrano differenze rispetto alla normale variabilità ambientale. L'omogeneità delle stazioni è stata testata sia attraverso analisi non parametriche (test di Kruskall-Wallis) sul numero di specie, taxa ed individui

presenti nelle subfrazioni di ciascuna stazione, sia attraverso l'analisi della varianza eseguita sugli indici di diversità (Tab. 2).

Tab. 2 - Variazione degli indici di diversità di Shannon e di Margalef nelle stazioni campionate.
Variation of Shannon diversity index and Margalef index in the sampling stations.

I campionamento

	A	B	C	D	E	F
Indice di Shannon	2,370	2,361	1,830	2,711	2,705	2,433
Indice di Margalef	4,837	3,646	2,777	4,834	3,816	4,372

II campionamento

	A	B	C	D	E	F
Indice di Shannon	2,405	2,067	2,316	2,549	2,497	2,161
Indice di Margalef	2,629	2,823	3,323	5,411	3,006	3,506

III campionamento

	A	B	C	D	E	F
Indice di Shannon	3,283	3,072	3,796	3,427	3,430	2,863
Indice di Margalef	5,219	5,314	5,467	5,544	5,372	4,543

Nella seconda campagna, successiva di 15 giorni alla pesca, è evidente l'impoverimento in biomassa, numero di individui e numero di specie che si ha all'interno delle stazioni A, B e C (Area di pesca indicate globalmente come stazioni di prova) rispetto alle Stazioni esterne D, E ed F (Tab. 3). Le differenze esistenti tra le stazioni di pesca e le tre di controllo rimangono statisticamente significative sia per quanto riguarda i taxa ($H = 23{,}98$ per 5 g.l.), sia per le specie ($H = 24{,}53$ per 5 g.l.) sia ancora per il numero di individui ($H = 28{,}23$ per 5 g.l.) (Tab. 4).

Al momento del terzo campionamento, le stazioni di pesca mostrano un notevole miglioramento riguardo al numero di specie, taxa ed individui presenti. La situazione dei popolamenti riappare essere in equilibrio per quanto riguarda il numero di specie ed il numero di individui mentre vi è ancora una differenza statisticamente significativa tra le stazioni di pesca e quelle di controllo per quanto riguarda il numero di taxa presenti ($H = 17{,}99$ per 5 g.l.).

In quest'ultimo campionamento la biomassa totale decresce sensibilmente nella Stazione B, nonostante il suo buon recupero in numero di specie e di individui, mentre nelle Stazioni A e C aumenta. Aumento comunque realizzato anche nelle stazioni di controllo ed in accordo con l'andamento stagionale (Superina, 1998).

Discussione e conclusioni

Da osservazioni dirette sia durante i prelievi dei campioni di sedimento che

di quelli biologici, sia durante le operazioni di pesca con rastrello, risulta comunque evidente che la mobilizzazione dei fondali determina una risospensione molto pronunciata di materiali fangosi.

Tab. 3 - Valori di biomassa.
Values of biomass.

	prima campagna		seconda campagna		terza campagna	
	Prove	**Controlli**	**Prove**	**Controlli**	**Prove**	**Controlli**
Biomassa totale (mg)	36788	32436,6	10045,6	28444,2	10565,8	27913,57
Biom. Gasteropodi	3808	3393	1397	5611	2186,7	4010,8
Biom. Bivalvi	30996	26912	8241	21939,5	7229,8	22398,5
Biom. Policheti	383,8	368,9	362,1	385,6	645,5	407,07
Biom. Policheti Erranti	176,3	206,2	264,6	217,2	296,6	202,5
Biom. Policheti Sedentari	207,5	162,7	97,5	168,4	348,9	204,57
Biom. Oligocheti	3	2,1	1,1	0,7	1,2	1,2
Biom. Decapodi	1567	1697	31	459	362,1	845
Biom. Isopodi	12,2	16,7	10,5	7,5	4,8	11,3
Biom. Anfipodi	11,8	31,7	2,8	16,6	115,2	222
Biom. Chironomidi	0,1	0,1			0,9	0,1
Biom. altri gruppi	6,1	15,1	0,1	24,3	19,6	17,6

Prove = St. A, B e C
Controlli = St. D, E ed F

Infatti, dal punto di vista sedimentologico le operazioni di pesca non hanno messo in evidenza il verificarsi di fenomeni selettivi dovuti alle operazioni stesse. Più precisamente alcuni depauperamenti delle frazioni fini risultano in parte compensati nel tempo (a distanza di 4 mesi dalla pesca) ma principalmente rientrano nel campo della variabilità locale del parametro, fortemente influenzato dal gradiente energetico dell'area di campionamento, ridossata alla bocca lagunare di Lignano e governata da forti processi di trasporto ad opera delle correnti di marea V max 170 cm/s nel canale di Lignano (Dorigo, 1965; Brambati e Fontolan, 1992).

Pertanto, pur restando valide le considerazioni espresse in merito alla scarsa efficienza dell'analisi delle proprietà fisiche dei sedimenti nella determinazione degli effetti dei rastrelli, è comunque plausibile affermare che la maggior parte del materiale rimobilizzato sedimenti entro l'area interessata dalla pesca, così come riscontrato anche in altri contesti (Schoellhamer, 1996) entro tempi relativamente contenuti (2 ore circa). Non può tuttavia essere escluso che parte

Tab. 4 - Numero di specie, di taxa e di individui nelle stazioni di campionamento.
Number of species, specimens and taxa in the sampling stations.

Stazione	n° Specie	n° Taxa	n° Ind.
A1I	10	10	59
A2I	9	10	189
A3I	6	7	77
A4I	14	16	58
A5I	15	18	158
A6I	10	12	65
B1I	10	11	75
B2I	14	17	108
B3I	13	16	104
B4I	10	14	100
B5I	11	13	154
B6I	11	14	42
C1I	7	9	83
C2I	12	14	92
C3I	8	10	49
C4I	8	8	104
C5I	11	15	258
C6I	9	9	76
D1I	13	16	109
D2I	13	18	95
D3I	9	11	76
D4I	14	17	94
D5I	12	13	157
D6I	12	16	84
E1I	8	9	127
E2I	10	11	82
E3I	12	15	151
E4I	11	15	91
E5I	9	9	62
E6I	15	17	161
F1I	9	10	166
F2I	12	15	129
F3I	10	11	40
F4I	9	12	89
F5I	11	13	76
F6I	11	12	117

Stazione	n° Specie	n° Taxa	n° Ind.
A1II	6	8	23
A2II	4	5	13
A3II	4	4	16
A4II	3	3	7
A5II	7	7	23
A6II	5	7	18
B1II	11	12	36
B2II	12	13	76
B3II	8	8	43
B4II	11	13	78
B5II	7	8	39
B6II	9	10	32
C1II	8	9	31
C2II	8	8	79
C3II	10	12	61
C4II	8	10	40
C5II	5	6	44
C6II	6	6	53
D1II	16	18	120
D2II	14	17	136
D3II	12	15	179
D4II	10	12	107
D5II	13	14	146
D6II	12	14	246
E1II	12	12	57
E2II	9	10	42
E3II	10	12	68
E4II	10	11	66
E5II	9	9	86
E6II	9	11	83
F1II	10	11	89
F2II	11	15	123
F3II	11	11	75
F4II	11	13	74
F5II	9	10	79
F6II	8	11	124

Stazione	n° Specie	n° Taxa	n° Ind.
A1III	15	16	230
A2III	16	18	112
A3III	16	18	126
A4III	15	16	181
A5III	15	16	169
A6III	18	19	155
B1III	16	16	245
B2III	16	17	89
B3III	16	17	313
B4III	19	19	181
B5III	19	20	245
B6III	21	22	175
C1III	16	17	85
C2III	19	21	179
C3III	18	20	193
C4III	18	20	220
C5III	19	22	169
C6III	15	17	140
D1III	18	21	242
D2III	20	23	634
D3III	16	21	156
D4III	20	24	430
D5III	17	20	199
D6III	18	22	534
E1III	17	18	99
E2III	19	20	195
E3III	16	17	215
E4III	17	19	112
E5III	21	23	216
E6III	17	18	118
F1III	14	16	86
F2III	19	21	196
F3III	19	22	221
F4III	14	15	128
F5III	16	18	152
F6III	12	12	138

del sedimento, soprattutto in relazione alla componente più fine potenzialmente mantenuta in carico dalle correnti e alla quale sono associate velocità di sedimentazione superiori, possa subire delle derive la cui direzione e intensità è funzione del campo delle correnti mareali e/o di deriva al momento della pesca. Questa perdita è stata effettivamente osservata nei campioni B e C interni all'area sperimentale e, malgrado la non rappresentatività statistica, i dati di bilancio ponderale confermerebbero il processo di depauperamento che coinvolge soprattutto la componente più fine di 7 phi.

La quantità ponderale, dell'ordine del 15% in media, va comunque intesa come "potenziale massima", in quanto i sedimenti fini mantengono caratteristiche tali da inibire la loro totale disaggregazione in particelle individuali sia a causa delle proprietà coesive sia a causa dei processi di aggregazione (flocculazione) tipici dei materiali costituenti l'argilla ed il silt fine.

Dal punto di vista biologico si denota come nelle aree soggette ad azioni di pesca vi sia un iniziale impoverimento della comunità macrozoobentonica non solo a carico delle specie pescate (*Tapes* spp.) o delle catture accessorie (*Cerastoderma glaucum*, *Paphia aurea*) ma anche a carico dell'infauna di minori dimensioni (Anfipodi e Policheti) che smossa dal fondale viene allontanata con la corrente o diviene facile preda di pesci e granchi.

A quattro mesi dalla pesca si assiste altresì al recupero quasi completo dei popolamenti bentonici con un abbondante insediamento di anfipodi e policheti nonché di giovani bivalvi.

In conclusione, la pesca condotta su areali ad elevata dinamicità e su fondali prevalentemente sabbiosi produce perturbative che vengono ripristinate in tempi relativamente rapidi.

È comunque evidente che il dragaggio dei fondali determina sia una perdita di spessore sedimentario a carico della componente fine - difficilmente discriminabile sulla sola base delle proprietà tessiturali del sedimento a causa delle condizioni energetiche del sito – sia un impoverimento immediato della comunità macrozoobentonica.

Gli effetti a lungo termine della pesca risultano diversi a seconda delle caratteristiche fisiche dei sedimenti ed il fenomeno può essere limitato e reso ecologicamente accettabile, pur salvaguardando l'importante attività economica legata alla risorsa vongola verace, nel momento in cui si passa da azioni di pesca in libero accesso alla coltivazione ed alla gestione delle aree. Nei parchi messi a coltura, le azioni di pesca o, più precisamente, di raccolta del prodotto finito avvengono infatti solo al termine della fase di accrescimento che si sviluppa per cicli superiori ai 12 mesi, periodo entro il quale i terreni non vengono interessati da alcuna azione turbativa antropica. Come nelle colture terrestri, la fase di raccolta avviene poi nell'arco di un periodo piuttosto ristretto. Nell'ambito delle differenti modalità di sfruttamento delle risorse, il passaggio dalla pesca in libero accesso alla venericoltura può quindi essere senz'altro considerato un'azione capace di abbattere notevolmente l'impatto ambientale di questa attività alieutica.

Summary

Manila clam (*Tapes philippinarum*) was introduced for culture into the Marano Lagoon in 1986. Subsequently, the species has spontaneously wide spread, thus becoming a new important fishery resource. *Tapes philippinarum* is a bivalve living in the sediment, thus its harvesting induces mor-

phological, sedimentological and biological modifications to the lagoon bottom.

The economic and social interest of these resources have involved new opportunities for the development on biological, ecological, (sanitary) and environmental aspects of the research.

In this study we observed that benthic community was damaged by fishing effort and the finest grain-size of the bottom sediments tends to be suspended and lost during dredgings. Nevertheless, after 4-5 months from the fishing experiment, sedimentary and biological conditions were restored to the initial situation. In general, although fishing of *Tapes philippinarum* in the studied area did not involve any relevant environmental modification, the re-iteration of the activities, extended to less dynamic lagoon areas, could induce long-term negative impacts, by progressive reduction of the sediment thickness.

Bibliografia

BRAMBATI A., FONTOLAN G. (1992) - Morphological and hydraulic-sedimentological features of the Lignano tidal inlet (Northern Adriatic Sea). *Condensès des travaux du XXXIII Congrès-Assemblèe Plénière CIESM, Trieste, 12-17 octobre, 1992*, **33**: 323 pp.

BURLA I. (1998-99) - Impatto della pesca con draghe meccaniche sull'ambiente lagunare: aspetti idraulico-sedimentologici. *Tesi di Laurea Inedita*, Università di Trieste.

DORIGO L. (1965) - La laguna di Grado e le sue foci. *Ricerche e rilievi idrografici*. Ufficio Idrografico del Magistrato alle Acque, Venezia, Pubbl., **155**: 131 pp.

E.S.A.V. (1990) - *Tapes philippinarum*. Biologia e sperimentazione. *Regione Veneto*: 299 pp.

FONTOLAN G., OREL G., PESSA G., ZENTILIN A. (1994) - Modificazioni indotte dalla venericoltura sulla struttura dei sedimenti e dei popolamenti macrozoobentonici della laguna di Marano. In: (Berletti M., Rossi R., Spreafico eds*.) Ricerche e sperimentazioni 1988-1994. PIM per le zone lagunari dell'Adriatico settentrionale*. Regione Veneto: 231-243.

NOTA D.J.G. (1958) - Sediments of the Western Guiana shelf. Reports of the Orinoco Shelf Expedition, vol. II, *Mededelingen van the Landbouwhogeschool te Wageningen,* Nederland, **58**: 1-98.

OREL G., PELLIZZATO M., PESSA G., ZENTILIN A. (1996) - Prospettive di produzione della Vongola Verace Filippina nelle Lagune di Marano e Grado e nel Golfo di Trieste nel quadro di un riassetto del settore della pesca e dell'acquacoltura. *Hydrores XII*, **13**: 55-62.

ORTOLAN I. (1996-97) - Valutazione dell'impatto della pesca alle vongole con rastrello al traino sui sedimenti della laguna di Marano. *Tesi di Laurea*, Università di Trieste.

SCHOELLHAMER D.H. (1996) - Anthropogenic sediment resuspension mechanisms in a shallow microtidal estuary. *Estuarine Coastal Shelf Science*, **43**: 533-548.

SUPERINA K. (1998) - Impatto della pesca di *Tapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) sui popolamenti bentonici della Laguna di Marano. *Tesi di Laurea*, Università di Trieste.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 138-144

F. Fiori, G. Prioli, R. Gramolini, N. Mietti, N. Tontini

M.A.R.E. soc. coop. a r.l., Via E. Toti, 2 - 47841 Cattolica, Rimini, Italia.
mare@coopmare.com

IL SUPPORTO TECNICO-SCIENTIFICO ALLA GESTIONE SPERIMENTALE DELLA RISORSA VONGOLE (*CHAMELEA GALLINA*) NEL COMPARTIMENTO DI CHIOGGIA, 1997-2000

TECHNICAL AND SCIENTIFIC SUPPORT TO THE MANAGEMENT OF THE BABY CLAM (CHAMELEA GALLINA) *IN CHIOGGIA DISTRICT, 1997-2000*

Abstract

In the last few years, baby clam fishing in the upper part of the Adriatic Sea has suffered managerial and environmental problems. From November 1997 to August 2000, some research studies were conducted with the view to evaluating the available biomass, and some bio-ecological parameters on clams and fishing effort; in addition, a GIS was activated in order to give an assessment and represent the biomass as well as collect information for managerial purposes. Even though these studies were strongly influenced by a number of environmental and technical-operational variables, the co-operation experience gained by researchers and other people involved in clam management has shown significant positive aspects.

Key-words*: clam fisheries, resource survey, GIS.*

Introduzione

In Italia oltre il 90% del pescato di vongole (*Chamelea gallina)* proviene dall'Adriatico (Relini *et al*., 1999). Negli ultimi dieci anni questa attività ha riscontrato difficoltà, particolarmente nell'area settentrionale. Per quanto riguarda il compartimento di Chioggia, alle problematiche generali del settore vanno ad aggiungersene altre legate alle caratteristiche locali. Innanzitutto in quest'area, che si estende per 35 miglia nautiche dalla bocca di porto di Chioggia al Po di Goro, sfociano alcuni tra i più importanti fiumi italiani: il Brenta, l'Adige e il Po; proprio i rami deltizi di quest'ultimo riversano le acque in un'estesa zona di oltre 20 miglia da Porto Caleri al Po di Goro. Queste caratteristiche idrografiche influenzano sensibilmente la fascia costiera, sia negli aspetti abiotici sia in quelli biotici, e di conseguenza radicali sono anche i cambiamenti a livello di biocenosi bentoniche. Alle tipicità ambientali si devono sommare anche le forti peculiarità socio-economiche (Pellizzato *et al.*, 1998; Prioli *et al.*, 1998). In estrema sintesi nell'area nord adriatica nel periodo 1997-2000 l'attività di pesca di vongole risultava caratterizzata da: elevato sforzo, fenomeni di moria ricorrenti, limitazioni di carattere ambientale e sanitario, conflittualità ed acutizzazione di tensioni sociali fra gli operatori del settore dei compartimenti limitrofi. A fronte di questa situazione nel Piano Vongole 1998 (Legge 164/98) sono state poste le basi anche per "*l'avvio della gestione sperimentale della pesca nell'ambito della Regione Veneto*", disciplinata con D.M. 11 febbraio 2000 al Titolo II "*Pesca delle vongole nei compartimenti marittimi di Venezia e Chioggia*". La novità

significativa di questo decreto riguarda la gestione comune dell'area, ossia la possibilità per i pescherecci autorizzati veneziani (VE) e chioggiotti (CI) di operare nell'intera fascia costiera veneta, con regole comuni. Al fine di disporre di dati aggiornati in tempi brevi sia sulla biomassa disponibile, sia sullo sforzo di pesca, oltre che per supportare i consorzi nella gestione delle risorse, il MiPAF, Direzione Generale della Pesca e dell'Acquacoltura, ha affidato, per la parte riguardante il compartimento di Chioggia, alla M.A.R.E. Soc. Coop. a r.l. dal novembre 1997 all'agosto 2000, due ricerche denominate "Sperimentazione della gestione dei molluschi bivalvi nei compartimenti di Venezia, Monfalcone e Chioggia". Attraverso questi programmi sperimentali s'intendeva allargare le basi conoscitive, contribuendo al miglioramento delle conoscenze sulla risorsa e sulle problematiche connesse.

L'acquisizione in tempi brevi d'informazioni biologiche, ambientali e tecniche doveva facilitare una programmazione sperimentale di gestione, finalizzata alla razionalizzazione e sostenibilità dello sforzo di pesca.

Materiali e metodi

In sintesi le attività svolte in questi anni miravano a:

- valutare lo stato dei banchi naturali di *Chamelea gallina* (campagne a cadenza semestrale, di cui 3 svolte sui 16 transetti distribuiti sull'intero compatimento e 4 "rapide", su soli 8 transetti);
- valutare l'evolversi dello sforzo di pesca (analisi annuale dei dati statistici raccolti);
- avviare una ricerca di possibili applicazioni gestionali dei dati elaborati, con la costruzione di un SIT (Sistema Informativo Territoriale), per la consultazione ed analisi dei dati raccolti.

Per quanto riguarda il primo punto il protocollo operativo è stato quello standardizzato e applicato da diverse unità operative che operano, da oltre quindici anni, nella valutazione della risorsa molluschi in Adriatico (Prioli *et al.*, 1998). In estrema sintesi sono state svolte pescate sperimentali di circa 100 metri di lunghezza, parallelamente alla riva, una ogni metro di profondità (da 2 a 10 m circa), su 16 transetti perpendicolari alla costa, distanziati circa due miglia nautiche l'uno dall'altro. Le pescate sono state svolte con draghe idrauliche aventi caratteristiche indicate dalla normativa vigente, inoltre, al fine di valutare la frazione di individui con taglia inferiore a quella commerciale (25 mm), all'interno della draga è stato opportunamente posto un campionatore dotato di bocca rigida con base di 40 cm e altezza variabile a seconda dell'altezza della bocca della draga. Il sacco di rete del campionatore presentava una maglia di 18 mm d'ampiezza (9 mm di lato). Il materiale contenuto nella draga, dopo essere stato scaricato nell'apposita vasca di raccolta, è stato selezionato al vibro-vaglio installato a bordo, attrezzato con griglie aventi fori del diametro di 18 mm; successivamente è stato pesato con dinamometro, insaccato ed etichettato. Il materiale raccolto dal campionatore è stato anch'esso pesato con dinamometro, sub-campionato se di peso maggiore a 10 Kg, insaccato ed etichettato. Al termine della giornata i campioni così raccolti sono poi stati trasferiti in una cella frigorifera con temperatura di –8°C.

Lo sforzo di pesca è stato valutato raccogliendo ed elaborando le statistiche di pesca, prodotte secondo l'art. 4 del Decreto Ministeriale 21 luglio 1998, forniteci dal consorzio di Chioggia.

Sull'ultimo punto, benché sia ampia la letteratura relativa alle tecniche GIS ed interessanti le applicazioni in campo biologico marino (Ardizzone, 2000), le elaborazioni GIS relative a *Chamelea gallina* rappresentano una novità con possibili ampi sviluppi in ambito gestionale. E' stata innanzitutto scansionata la Carta Nautica n° 38 dell'I.I.M. (Scala 1:100.000), poi sono state svolte le opportune trasformazioni del file immagine, per ottenere una rappresentazione della carta utilizzabile dal software ArcView. In particolare si è operato in modo da georeferenziare la carta di base secondo il datum cartografico WGS84. Tale datum è stato infatti utilizzato anche nell'acquisizione delle posizioni, tramite GPS, durante le campagne di prelievo dei campioni. Completata la parte grafica del database, sono stati inseriti, nel database interno ad ArcView, tutti i dati raccolti nelle sette campagne svolte, ottenendo così le rappresentazioni tematiche relative alle informazioni inserite. Si è proceduto quindi all'elaborazione di un'interfaccia specifica per la consultazione e la rappresentazione dei dati, in modo tale che l'utilizzo del database sia possibile anche ad un utente non esperto di software GIS. Attraverso tale interfaccia è dunque possibile interrogare il sistema per poter ottenere i dati generali ricavati dall'analisi dei campioni, ed i dati sintetici derivati dalle successive elaborazioni, avendo sempre sott'occhio la collocazione geografica alla quale tali dati si riferiscono. Le carte tematiche, rappresentanti aree a ugual densità (per la biomassa commerciale in g/m^2, per il novellame in $n°/m^2$), sono state ottenute mediante un'interpolazione di tipo lineare a triangoli TIN. Va precisato che il sistema è stato studiato in modo tale che possa, in futuro, ospitare i dati relativi ad altre campagne di ricerca.

Risultati

I risultati ottenuti nelle diverse campagne di pesca svolte hanno evidenziato una consistente variazione nella risorsa commerciale, nel 1997 in negativo e nel 1999 in positivo, come riportato in Tab. 1. Va ricordato a proposito che nel 1997 si era verificata una moria massiccia che aveva fortemente ridotto la consistenza dei banchi; successivamente, in relazione alle caratteristiche biologiche della specie, elevato era stato il reclutamento, con un conseguente recupero in termini di biomassa commerciale nel 1999. La variabilità nella disponibilità della risorsa è confermata anche dallo sforzo dichiarato, visualizzato in Fig. 1, complessivamente di: 1576 t nel 1998, 3947 t nel 1999 e 2134 t nel 2000. Va inoltre sottolineato anche il decremento nel numero delle imbarcazioni dedite alla pesca delle vongole, passate da circa 70 a 60. Interessanti indicazioni a fini gestionali si sono ottenute anche dall'analisi dei campioni di frazione sotto commerciale (vongole di lunghezza <25 mm), e precisamente delle taglie comprese tra 16 e 20 mm, intervallo di taglia utile considerando una crescita di circa 1 mm al mese (Froglia, 1987) per previsioni a breve termine (circa 6-8 mesi). In Tab. 2 sono riportate, in termini percentuali, le stazioni di interesse commerciale e le stazioni con discreta presenza di novellame, stimate nelle diverse campagne effettuate; da questi dati si osserva che, negli anni d'indagine, l'abbondanza di novellame è stato un discreto indice per previsioni a medio termine della biomassa commerciale disponibile (6-8 mesi). Utilizzando il sistema GIS, oltre alle carte tematiche relative alla disponibilità di vongole di taglia commerciale (lunghezza ≥ 25 mm), in relazione alle possibili azioni di gestione, ulteriori interessanti risultati sono emersi da alcune elaborazioni di confronto. In Fig. 2 viene proposta a titolo esemplificativo una carta riportante le aree con elevata

densità di novellame (10-50 n°/m^2), a cui non corrisponde una altrettanto abbondante presenza di individui di taglia commerciale (biomassa stimata, 0-5 g/m^2); in queste aree, in relazione alle caratteristiche riscontrate, sarebbe auspicabile un'interruzione temporanea delle attività di pesca, per garantire al novellame di raggiungere la taglia commerciale.

Tab. 1 - Andamento della biomassa di vongole nel compartimento di Chioggia, 1994-2000. I dati 1994-1996 sono tratti da Piccinetti *et al.*, 1996, *valore non disponibile.
*Performance of clam biomass within Chioggia district, 1994-2000. 1994-1996 data source: Piccinetti et al., 1996, *not available.*

Anno	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
t	509	559	*	140	*	777	317
Km^2	106	106	*	71	*	69	77
t/Km^2	4,80	5,27	*	1,98	*	11,26	4,11

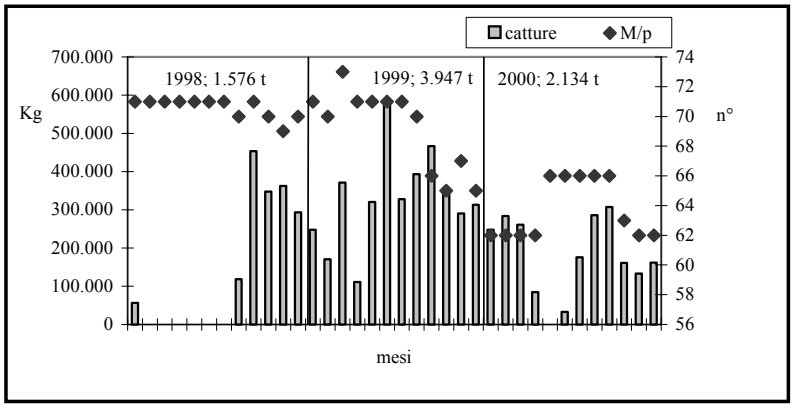


Fig. 1 - Andamento dello sforzo di pesca delle vongole esercitato dalle barche immatricolate CI, triennio 1998-2000.
Performance of clam fishery effort on the part of CI registered vessels, three-year period 1998-2000.

Discussione e conclusioni

Malgrado tali campagne di valutazione delle risorse siano fortemente influenzate da un insieme di variabili ambientali e tecnico–operative, l'esperienza di collaborazione maturata in questi anni tra i ricercatori e i diversi soggetti coinvolti nella gestione della risorsa vongole, primi tra tutti i pescatori aderenti al consorzio, ha evidenziato notevoli aspetti positivi. Primo fra tutti la consapevolezza diffusa che per attuare una corretta gestione della pesca dei molluschi bivalvi nel compartimento di Chioggia, sarà in futuro indispensabile

rispondere alle seguenti priorità:

· al fine di disporre di elementi certi sulla popolazione di vongole (*Chamelea gallina*), è necessaria almeno una campagna di campionamento annuale su tutta l'area compartimentale;

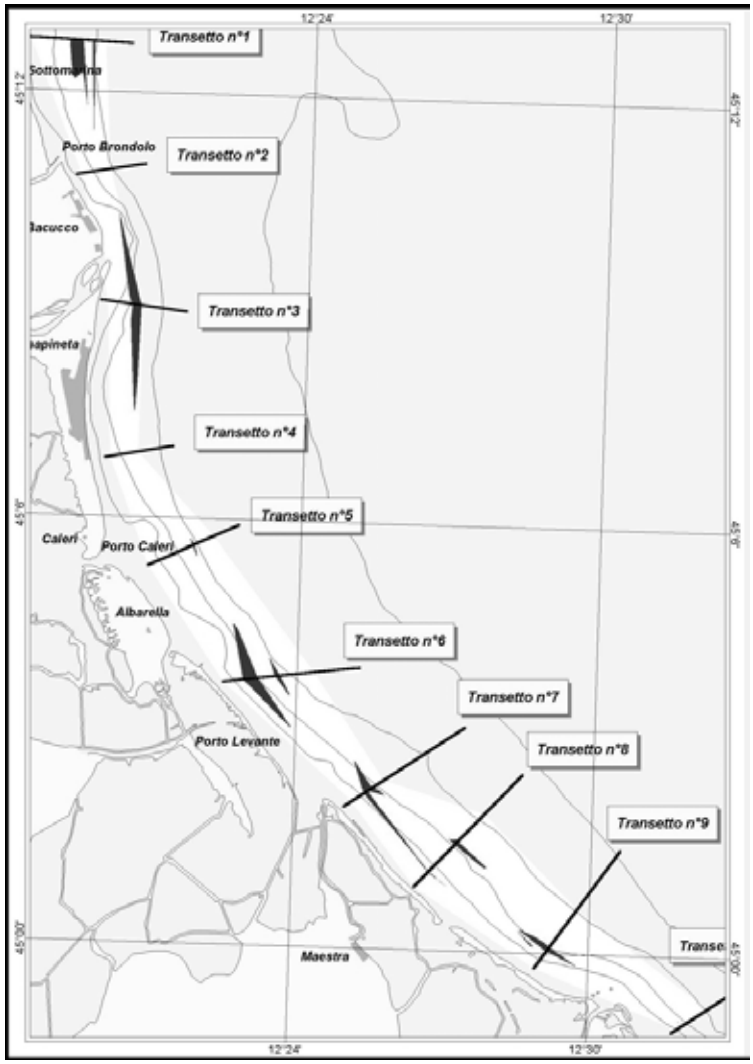


Fig. 2 - In grigio scuro sono evidenziate le aree in cui è stata riscontrata una discreta abbondanza di novellame (densità con abbondanza 10-50 n°/m^2) e una non corrispondente abbondanza di prodotto commerciale (densità 0-5 g/m^2). Zona settentrionale del compartimento di Chioggia; maggio 2000. Proiezione Traversa di Mercatore (UTM Fuso 33).

The areas where a significant amount of fry was recorded are shown in grey (10-50 n°/m^2 density) and a non-corresponding amount of commercial product (density of 0-5 g/m^2). Northern area of Chioggia district, May 2000. Transverse Mercator Projection (UTM Time zone 33).

- sembra sentita la richiesta da parte del consorzio di disporre di informazioni in tempi brevi (2-3 settimane) sulla biomassa commerciale disponibile, desumibili da campagne rapide di valutazione che accertino esclusivamente un indice di cattura in g/m^2 (a tal fine il SIT, Sistema Informativo Territoriale, approntato garantisce una visualizzazione rapida ed efficace dei risultati);
- la precaria situazione dei banchi naturali di vongole, soggetti a fluttuazioni annuali ed areali notevoli, induce la necessità di una progettazione e realizzazione di ricerche mirate a valutare l'efficacia di interventi di semina, per altro già sperimentati, nella parte settentrionale del compartimento, ma non correttamente monitorati;
- vista l'attuale gestione della risorsa vongole su base regionale, è auspicabile in futuro la messa a punto di una rete di monitoraggio dello sforzo di pesca con precise informazioni sulle aree di pesca;
- una gestione corretta, secondo quanto previsto anche dal "Codice di condotta per la pesca responsabile FAO" (FAO, 1999), potrà affinarsi solo attraverso una continua stretta collaborazione tra tutti i soggetti interessati, pescatori, direttivo del consorzio, Ministero, strutture di ricerca, organi di controllo, e attraverso un più generale potenziamento del coordinamento nazionale dei consorzi per la pesca delle vongole, mirante alla valorizzazione della risorsa e alla formulazione di comuni politiche di commercializzazione.

Summary

In Italy, more than 90% of baby clams fished (*Chamelea gallina*) come from the Adriatic Sea, however, especially in the north, several biological and managerial problems were recorded. In Italy, clam fishery is managed on a departmental basis and an experimental management of said over-departmental approach was launched in the Veneto region between 1997 and the year 2000. Within the aforementioned experimental framework, MiPAF has financed several research studies aimed at the technical-scientific support to the clam resources experimental management. These research studies, involving Chioggia (CI) district in this particular case, were conducted with the view to acquiring biological, environmental and technical information in the short-term. As a result, we have worked out a programme that:

- evaluated the state of *Chamelea gallina* natural shoals (six-month campaigns, 3 out of these were conducted along 16 segments of the aforementioned districts and 4 "flash" campaigns involved 8 segments);
- evaluated fishing effort development (yearly analysis of the statistics collected);
- started a research study on possible managerial applications of the data, which was processed and analysed through GIS systems, aimed at collected data reference and analysis.

The results achieved during fishing campaigns have shown a significant change in the commercial resource for the year 1997 (to the tune of 140 t, per 1,98 t/Km^2) and 1999 (to the tune of 777 t, per 11,26 t/Km^2), then reaching average levels in 2000 (the equivalent of 317 t, per 4,11 t/Km^2). In this respect, we need to recall that in 1997 the death of vast quantities of clams lead to a heavy reduction in the number of shoals; later on, due to the biological features of the species, the number of new examples increased, resulting thereafter in a recovery of the commercial biomass in 1999. The variability of resource availability is also confirmed by the declared fishing effort that is to say the amount of clams, which are fished by vessels bearing CI register number, 1,576 t in 1998, 3,947 t in 1999 and 2,134 t in 2000 on the whole. In that period, also the number of clam fishing vessels decreased from 70 to 60. The research study has shown that important suggestions for managerial purposes can be drawn by the analysis of under-commercial fraction samples (clams having <25 mm of length) and more specifically, clams having a length ranging between 16 and 20 mm, which is not a big difference given a growth rate of about 1 mm a month for short-term forecasts (6-8 months approximately). As a matter of fact, seed abundance represented a quite good index on a percent basis for short-term forecasts of available commercial biomass (6-8 months). As to potential managerial actions, further interesting results were recorded by the comparison proces-

sing using the GIS system. In this connection, some maps were made available, whereby the areas recording a high seed density (10-50 n°/m^2) were identified, which were not coupled however with a similar number of commercial length examples (estimated biomass, 0-5 g/m^2); in said areas, also in the light of the remarked features, temporary suspensions of fishing activities could be a solution in order to make seed reach the commercial length.

Even though resource assessment campaigns are deeply influenced by a number of environmental and technical-operational variables, the experience of co-operation between researchers and other actors involved in clam resources management, i.e. fishermen joining the consortium, which was gained in the last few years, has shown many positive aspects; as a matter of fact, technical-scientific information has proven important for a number of managerial decisions to make in connection with clam fishery.

Ringraziamenti

Si desidera ringraziare per la collaborazione piena alla presente ricerca i responsabili scientifici delle ricerche, prof.ssa D. Del Piero e prof. C. Piccinetti, l'AGRITECO, il Direttore del CO.GE.VO. Chioggia, dott. Roberto Varagnolo, il Presidente Mauro Mattioli, i consiglieri e la segreteria.

Bibliografia

RELINI G., BERTRAND J., ZAMBONI A. (eds) (1999) - Sintesi delle conoscenze sulle risorse da pesca dei fondi del Mediterraneo Centrale (Italia e Corsica). *Biol. Mar. Medit.,* **6** (Suppl. 1): 642-648.

ARDIZZONE G.D. (2000) - La rappresentazione cartografica nelle ricerche di biologia marina in Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit.,* **7** (1): 461-477.

FAO (1999). - Codice di condotta per la pesca responsabile. FAO Dipartimento Pesca, Roma.

FROGLIA C. (1987) - Clam fisheries with hydraulic dredges in the Adriatic Sea. *G.F.C.M. Stud. Rev.,* **62**: 32-70.

PELLIZZATO M., CORNELLO M., FOLIN D., GRIM M., LIBRALATO M., NESTO N., ROCCO R., TRIGG R.E., VENDRAMINI A. (1998) - Sperimentazione della gestione dei banchi naturali di molluschi bivalvi della specie *Chamelea gallina* (L.) nei compartimenti marittimi di Venezia e Monfalcone (Nord Adriatico) (Periodo novembre 1997- aprile 1998). *Biol. Mar. Medit.,* **5** (3): 385-394.

PICCINETTI C., CASALI P., MANFRIN G., SORO S., GROTTOLO MARASINI R. (1996) - Valutazione dello stock di vongole nel compartimento marittimo di Chioggia. In: CIRSPE, *Risorsa Molluschi*: 29-31.

PRIOLI G., FIORI F., MIETTI N. (1998) - Sperimentazione della gestione dei molluschi bivalvi nel compartimento di Chioggia. Novembre 1997- aprile 1998. *Biol. Mar. Medit.,* **5** (3): 418-427.

Ricerca realizzata nell'ambito dei progetti 4.A.88 e 5.A.06 finanziati dal MiPAF.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 145-153

N. Mietti, G. Prioli, F. Fiori, N. Tontini

M.A.R.E. soc. coop. a r.l. Via E Toti, 2 - 47841 Cattolica, Rimini, Italia.
mare@coopmare.com

STUDI SULL'ATTIVITÀ RIPRODUTTIVA DI *OSTREA EDULIS* L. IN MEDIO ADRIATICO E PROVE DI REPERIMENTO DI SEME SELVATICO

STUDIES ON THE REPRODUCTIVE ACTIVITY OF OSTREA EDULIS *L. IN THE MIDDLE ADRIATIC SEA AND TRIALS OF WILD SPAT COLLECTION*

Abstract

We evaluated the possibility to start breeding flat oysters collecting wild spat, based upon research studies conducted on the reproductive activity of the species and innovative collector tests for wild spat collection. The results obtained allowed us to write up a protocol of analysis aimed at monitoring the reproductive activity of flat oysters over time, in order to determine the right moment to place larvae collectors under water, and, in addition to this, have a positive assessment as to the efficiency of new collectors.

By way of conclusion, we remarked the presence of favourable conditions for flat oyster introduction in the shellfish breeding facilities located in the Adriatic Sea and we suggest to conduct an in-depth analysis in connection with potential improvements of the adopted techniques and materials.

Key-words*: annual cycle, spawning, settlement,* Ostrea edulis, *Adriatic Sea.*

Introduzione

Nel nostro Paese la molluschicoltura è indirizzata verso l'allevamento di due specie principali: il mitilo (*Mytilus galloprovincialis*) e la vongola verace filippina (*Tapes philippinarum*), complessivamente i quantitativi annui prodotti nel 1998 si sono attestati attorno alle 160.000 tonnellate; recentemente si sono anche prodotti modesti quantitativi di ostrica *Crassostrea gigas* (VI Piano Triennale della pesca e dell'acquacoltura).

I produttori sentono fortemente l'esigenza di affiancare soprattutto nelle mitilicolture nuove specie di molluschi, al fine di sfruttare maggiormente le strutture esistenti ed offrire al mercato una più vasta scelta.

Nel passato sono state effettuate prove rivolte all'introduzione di nuove specie presso gli impianti di allevamento di mitili del tipo long-line, tra cui le sperimentazioni su *Modiolus barbatus* (Prioli *et al*., 1998)*, Pecten jacobaeus* ed altre specie di pectinidi autoctoni (Paesanti *et al*., 1998), che hanno fatto comprendere la complessità di tali operazioni, in quanto la loro buona riuscita dipende da più fattori, per citarne alcuni: le condizioni dell'ambiente, comprese le competizioni interspecifiche, la biologia della specie allevata, le tecniche di lavorazione, l'approvvigionamento di seme.

Considerando le caratteristiche mesologiche dell'Adriatico e di gran parte dei mari italiani interessati dalla molluschicoltura off-shore, una tra le specie più interessanti a tale scopo è l'ostrica piatta (*Ostrea edulis)*, anche per alcuni aspetti qui di seguito elencati:

• l'appartenenza dell'ostricoltura alle tradizioni storiche del nostro Paese;

- l'assenza nelle acque adriatiche, a differenza di quanto avviene in paesi nord europei, di particolari patologie a carico della specie (Elston, 1990);
- la presenza in alcuni tratti di mare di banchi naturali, più o meno estesi, di questo mollusco, un tempo anche oggetto di un'intensa attività di pesca (Ciarrocca, 1969);
- i risultati incoraggianti provenienti da alcune prove preliminari di introduzione di *Ostrea edulis* in impianti di mitilicoltura del tipo a long-line (Maffei *et al*., 1995);
- la compatibilità con i principali parametri ambientali, tra cui la temperatura, la salinità, l'ossigeno disciolto e l'intensità delle correnti marine.

Agli aspetti sopra riportati si devono comunque affiancare verifiche sull'idonea disponibilità di seme e la sostenibilità economica dell'allevamento.

Questo studio intende essere un contributo alla verifica della possibilità di avviare l'ostricoltura partendo da seme selvaggio, attraverso lo studio del ciclo riproduttivo della specie e la valutazione, sul campo, dell'efficacia di captazione larvale di un collettore innovativo.

Materiali e metodi

A partire dal marzo 1999 è stato avviato lo studio sul ciclo riproduttivo di *O. edulis* in medio Adriatico. A tal fine sono state analizzate periodicamente alcune ostriche (20/30) prelevate in un tratto di mare antistante la linea di costa che da Cattolica porta fino a Pesaro, ad una distanza di 4-7 miglia dalla costa, e mantenute poi in sospensione presso un impianto di mitilicoltura del tipo long-line situato a 1,5 miglia al largo di Cattolica. Le analisi si sono concluse nel novembre 2000.

Per ogni ostrica si sono rilevati:

Dati biometrici

altezza, larghezza, area (acquisiti con l'ausilio di un sistema ad analisi di immagine); spessore della gonade (misurato nel punto centrale del piano longitudinale passante per il legamento, previo il taglio della gonade);

Dati gravimetrici

peso totale, peso della carne sgocciolata e peso delle valve;

Caratteristiche microscopiche

tipologia (morule di spermatozoi nei diversi stadi della spermiogenesi, spermatozoi liberi, ovociti, cellule uovo mature, larve) e quantità delle eventuali cellule sessuali presenti nel liquido palleale e nella gonade;

Caratteristiche macroscopiche

colore (bianco - crema - nocciola - trasparente) e aspetto (omogeneo - ramificato) della gonade; presenza di fuoriuscita di cellule sessuali dalla gonade al momento della sezione;

Scale di maturità

classificazione dell'ostrica secondo le scale Peruško, 1967 ed Hrs-Brenko, 1969 (la prima è composta da 5 classi di maturazione, da 0 che corrisponde all'inattività a 4 che corrisponde alla massima maturazione dell'ostrica: i parametri che vengono considerati per assegnare tali classi sono lo spessore, l'estensione e l'aspetto del tessuto gonadico; la seconda scala si basa sulla precedente e prevede due classi, la prima delle "ostriche magre" costituite dall'accorpamento delle classi 0-1, la seconda delle "ostriche grasse" costituite dall'accorpamento delle classi 3-4);

Dalla osservazione sul fresco è stata individuata una serie di classi che stanno ad indicare la produzione sessuale: N (non si riconoscono prodotti sessuali, né in gonade e neppure in cavità palleale); M1 (morule spermatiche in gonade); M2 (morule spermatiche o spermatozoi liberi in cavità palleale); F1 (ovociti in gonade); F2 (cellule uovo mature o prossime alla maturazione in gonade); F3 (uova mature in cavità palleale); E1 (cellule sessuali femminili e maschili contemporaneamente presenti in gonade); E2 (cellule sessuali femminili e maschili contemporaneamente presenti in cavità palleale); L (uova in segmentazione o trocofore, o larve D o veliger in cavità palleale).

Tutte queste informazioni sono state raccolte in sede di analisi su un modello cartaceo, poi archiviate mediante un apposito programma applicativo, realizzato utilizzando il database relazionale Access.

Nel periodo marzo-dicembre'99, contestualmente ad otto delle fasi di campionamento sopra descritte, al fine di testare il livello di affidabilità delle informazioni acquisite da tale osservazione sul fresco, sono stati eseguiti circa quaranta preparati istologici su altrettante ostriche. I preparati istologici sono stati ottenuti attraverso fissazione in Bouin, inclusione in paraffina e colorazione delle fette, dello spessore di 7 µm, mediante il metodo Azan secondo Heidenhain.

Per quanto riguarda la captazione larvale, i collettori erano costituiti da 4 metri di "reggetta", nastro in polipropilene per confezionare pacchi, piegati a fiocco delle dimensioni di circa 45 cm; questi sono stati riuniti in serie per formare un modulo (calo), costituito da 50 collettori sistemati, ad una distanza di circa 50 cm l'uno dall'altro, su una cima, preventivamente zavorrata nella misura di 50 g/m, della lunghezza di circa 25 metri.

Al momento dell'immersione ogni modulo è stato deposto sul fondo come un normale calo di nasse, con ancore e galleggianti di segnalazione alle due estremità.

Dopo prove preliminari eseguite durante il 1999, si è proceduto nel 2000 ad immergere 6 cali dal 08/05/00 al 01/08/00 (uno ogni quindici giorni), rimasti in mare fino a settembre/ottobre 2000. Dopo circa due mesi di permanenza in mare, ad ogni calo sono stati aggiunti alcuni galleggianti, così da mantenerlo a circa due metri dal fondale per limitare i danni in caso di forti mareggiate, e preservare gli individui captati.

La prova è stata seguita con il seguente protocollo: ogni calo, dopo un mese di immersione circa, è stato campionato mensilmente attraverso il prelievo in immersione di 5 fiocchi. Da questi sono state asportate le ostriche ≥ 2 mm poi misurate attraverso un sistema ad analisi di immagine (risoluzione al decimo di millimetro), interfacciato ad un software in grado di registrare la misura della frequenza per ogni classe di taglia.

Risultati

Le caratteristiche biometriche degli individui osservati per lo studio dell'attività riproduttiva sono riportate in Tab. 1: il numero degli individui osservati nel 1999 è così variabile a causa del susseguirsi di fermi pesca, bellico e tecnico, che non ha permesso un omogeneo approvvigionamento di ostriche dai pescherecci, comunque in questo anno, rispetto al 2000, c'è stata una maggiore frequenza di campionamento.

La frequenza, sul totale delle osservazioni per ogni campione, di tali classi

Tab. 1 - Media e valori di dispersione, delle caratteristiche biometriche (altezza, area, peso totale) degli individui osservati.

Average values on dispersion, biometric characteristics (height, area, total weight) of monitored examples.

	1999														
	9/3	**12/4**	**5/5**	**20/5**	**10/6**	**15/6**	**24/6**	**2/7**	**13/7**	**21/7**	**3/8**	**10/8**	**7/9**	**3/11**	**2/12**
Numero ostriche	5	18	7	15	5	17	20	20	20	19	20	20	10	7	22
Media di altezza (mm)	87	78	76	72	73	91	66	81	64	75	70	68	70	84	82
D.S. di altezza	13,3	10,6	14,7	3,1	3,6	15,2	6,6	13,8	10,2	8,0	12,8	14,2	8,3	16,9	9,1
E.S. di altezza	5,9	2,5	5,6	0,8	1,6	3,7	1,5	3,1	2,3	1,8	2,9	3,2	2,6	6,4	1,9
Media di area (mm2)	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.	3229	4655	3139	4083	3610	3287	3358	4696	4788
D.S. di area							761,7	1388,0	829,6	731,1	1140,2	1408,5	429,1	1500,5	1022
E.S. di area							170,3	310,4	185,5	167,7	255,0	314,9	135,7	567,2	217,9
Media di peso tot (g)	115	101	111	69	92	139	54	150	66	86	70	60	58	102	111
D.S.di peso tot	50,78	37,11	50,32	16,83	16,66	78,42	18,95	79,96	35,40	30,50	41,90	64,45	13,53	61,09	32,03
E.S. di peso tot	22,7	8,7	19,0	4,3	7,5	19,0	4,2	17,9	7,9	7,0	9,4	14,4	4,3	23,1	6,8

	2000										
	18/1	**7/2**	**7/3**	**12/4**	**4/5**	**2/6**	**30/6**	**1/8**	**30/8**	**10/10**	**13/11**
Numero ostriche	20	30	30	30	30	30	30	30	28	30	30
Media di altezza (mm)	77	69	80	77	73	70	74	76	70	77	74
D.S. di altezza	8,2	6,0	8,0	8,6	5,5	5,1	7,3	6,2	4,9	6,4	7,0
E.S. di altezza	1,8	1,1	1,5	1,6	1,0	0,9	1,3	1,1	0,9	1,2	1,3
Media di area (mm^2)	4394	3131	4286	4112	3682	3346	3576	3743	n.o.	3859	3468
D.S. di area	792,1	386,8	471,8	685,7	447,4	454,2	485,6	347,0		379,5	329,6
E.S. di area	177,1	70,6	86,1	125,2	81,7	82,9	88,7	63,3		69,3	60,2
Media di peso tot (g)	98	50	93	83	61	55	61	63	53	64	64
D.S. di peso tot	36,55	8,26	25,75	30,84	14,74	13,62	14,79	11,79	10,66	10,95	9,94
E.S. di peso tot	8,2	1,5	4,7	5,6	2,7	2,5	2,7	2,2	2,0	2,0	1,8

è stata riportata in Fig. 1. In Fig. 2 è illustrato l'andamento della temperatura dell'acqua, mentre in Fig. 3 i campioni vengono rappresentati secondo la scala Hrs-Brenko.

Il periodo in cui si evidenzia la percentuale maggiore di individui in stasi riproduttiva è quello invernale: da novembre 1999 a febbraio 2000 il 40% del campione è sessualmente inattivo, mentre simili valori si riscontrano nel successivo mese di novembre. Inoltre, nella stagione invernale, gli individui sessualmente attivi si trovano prevalentemente in gametogenesi maschile (Fig. 1).

Indicativamente da maggio ad agosto, per entrambi gli anni, si rilevano ostriche incubanti larve.

La componente del campione che si trova in gametogenesi femminile, dall'inizio della primavera, aumenta sempre di più fino ad avere un picco nel periodo maggio-giugno, per l'anno 1999, e maggio, per il 2000: questi sono risultati i momenti in cui si è presentato un certo equilibrio tra produzione gametica maschile e femminile. A partire da maggio-giugno, per i due anni studiati, la percentuale di ostriche che ha deposto aumenta sempre più, fino ad arrivare alla fine dell'estate, quando la quasi totalità degli individui ha già deposto. Queste osservazioni trovano conferma dall'analisi dei dati attraverso la scala Hrs-Brenko (Fig. 3).

È ampiamente conosciuta l'elevata influenza della temperatura dell'acqua sull'attività riproduttiva dell'ostrica piatta; nel lavoro di Ruiz *et al.* del 1992 si riportano valori di temperatura ai quali prende avvio la gametogenesi e va-

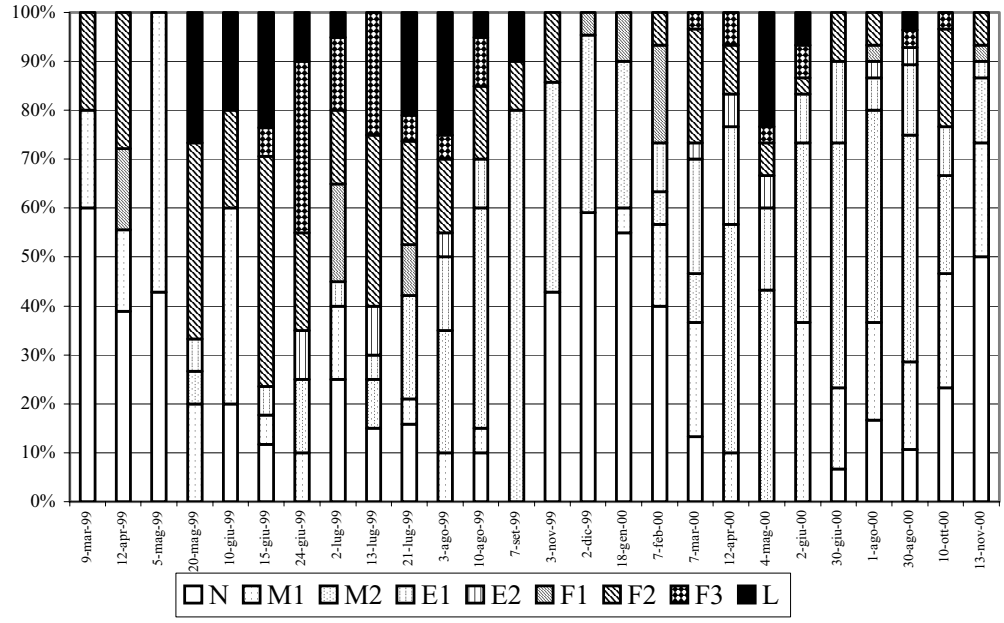


Fig. 1 - Osservazioni microscopiche sul fresco: classi rappresentative del fenomeno riproduttivo (% degli individui sul totale osservato).

Microscope observations on shellfish: categories representing the reproductive activity (% of examples over the total).

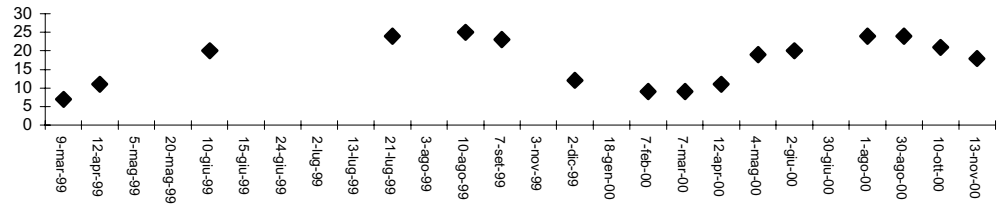


Fig. 2 - Temperatura dell'acqua (°C)-(temperatura media nello strato acqueo compreso tra 9 e 12 metri di profondità).

Water temperature (°C)-(average of range 9-12 m).

lori ai quali viene raggiunta la maturità sessuale, per *Ostrea edulis*, in diverse aree geografiche mediterranee ed oceaniche, unitamente ai rispettivi riferimenti bibliografici. I risultati del presente studio trovano riscontro nei dati in bibliografia sulle acque adriatiche: la gametogenesi è già attiva ad 8°C e si protrae per più mesi in quanto bisogna attendere almeno i 16°C per la comparsa delle prime larve, poi il picco della ovodeposizione e fecondazione probabilmente si ha quando la temperatura sale fino a 20°C, a temperatura superiore la ovodeposizione interessa una porzione sempre più ridotta della popolazione fino a mostrare una piccola inversione di tendenza quando l'acqua dopo avere toccato i valori intorno ai 25°C si raffredda nel periodo autunnale (Fig. 1).

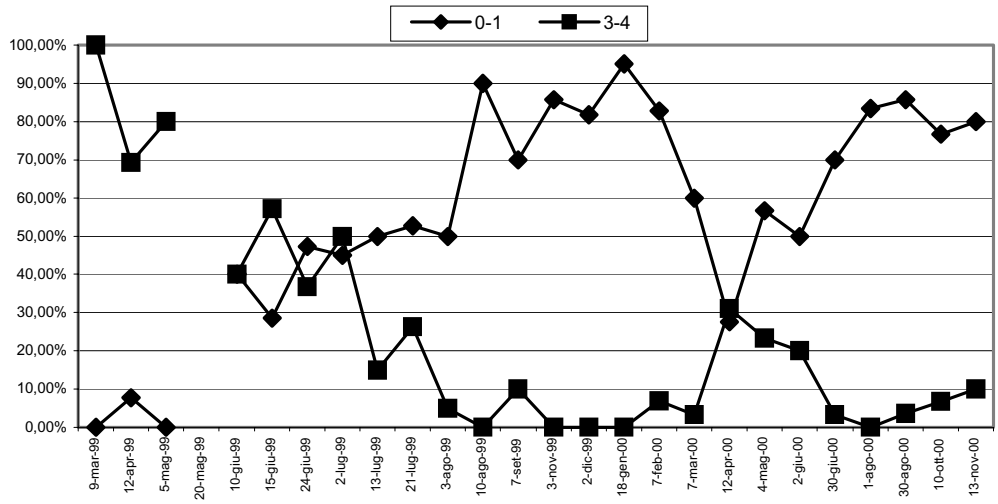


Fig. 3 - Accorpamento classi secondo la scala Hrs-Brenko (% sul totale).
Category grouping according to Hrs-Brenko scale (% of the total).

Tab. 2 - Temperatura dell'acqua (°C) - (media superficiale).
Water temperature (°C) - (superficial average).

Anno 1999	T - °C	Anno 2000	T - °C
gennaio	7	gennaio	7
febbraio	6	febbraio	6
marzo	9,5	marzo	10
aprile	12	aprile	13
maggio	18	maggio	20
giugno	22	giugno	22
luglio	24	luglio	23
agosto	25	agosto	25
settembre	22	settembre	23
ottobre	18,5	ottobre	17,5
novembre	12	novembre	14
dicembre	8	dicembre	10

In Fig. 2 sono riportati i valori medi della temperatura dell'acqua nell'intervallo di profondità 9-12 metri, mentre in Tab. 2 sono riportati i valori medi mensili della temperatura superficiale dell'acqua negli anni 1999-2000.

I risultati del reclutamento di seme selvatico effettuato nel 2000 sono riportati in Tab. 3. Dai dati esposti si evidenzia una notevole capacità di captazione, fino ad un massimo di circa 1600 individui per collettore, inoltre si nota che i primi tre cali al campionamento della fine di agosto presentano una taglia media pressochè simile, infine si osserva un livellamento nel tempo del numero medio di individui per collettore.

La tipologia di collettori utilizzata ha dimostrato una notevole praticità, sia in sede di confezionamento, sia nelle successive fasi di operatività a mare. Tutti

Tab. 3 - Numero medio di individui,taglia media ed errore standard per collettore (fiocco) dei diversi cali, ai diversi campionamenti.

Average number of examples, average length and standard error per collector (knot) in connection with "cali" and sampling activities.

Calo n°	**1**	**2**	**3**			
Data Campione	**30/06/00**	**30/06/00**	**30/06/00**			
N° medio di individui >= 2 mm	103	60	0			
taglia media	2,4	2,3				
E.S. di taglia media	0,19	0,24				
Calo n°	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	
Data Campione	**01/08/00**	**01/08/00**	**01/08/00**	**01/08/00**	**01/08/00**	
N° medio di individui >= 2 mm	374	1621	982	531	39	
taglia media	3,3	3,5	3,5	2,9	2,0	
E.S. di taglia media	0,16	0,08	0,10	0,11	0,22	
Calo n°	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**
Data Campione	**30/08/00**	**30/08/00**	**30/08/00**	**30/08/00**	**30/08/00**	**30/08/00**
N° medio di individui >= 2 mm	398	393	441	786	525	394
taglia media	7,9	9,4	8,4	4,5	4,1	3,2
E.S. di taglia media	0,45	0,52	0,43	0,16	0,18	0,15

i cali presentavano il fenomeno del concrescimento latero-laterale e dorso-ventrale tra le ostriche insediate, del quale non si sono raccolti dati dell'incidenza percentuale sull'intera popolazione, sebbene si possa affermare che il fenomeno non era del tutto irrilevante.

Discussione e conclusioni

Si ritiene che il protocollo da seguire per cogliere il momento più propizio all'immersione dei collettori per la captazione larvale sia: disporre di un campione di ostriche costituito da almeno 30 individui, procedere all'immersione dei collettori nel momento in cui almeno il 20% del campione è in fase di ovodeposizione o incubazione larve, e la temperatura dell'acqua presenta un valore non inferiore a 17°C (tali condizioni, nel corso della presente indagine, si sono riscontrate nel periodo primaverile, ma non si può escludere che anche nel periodo autunnale possano verificarsi le condizioni favorevoli alla captazione, ipotesi che potrebbe essere sottoposta ad eventuale verifica in prossime indagini). I collettori utilizzati per la realizzazione della prova di captazione hanno dimostrato una notevole praticità, economicità ed una elevata capacità di captazione, pur in presenza di esigui banchi naturali.

In conclusione si ritiene che ci siano reali possibilità di introdurre l'ostrica piatta tra le specie di molluschi allevate in Italia. Ciò è rafforzato da altri aspetti:

- la possibilità di raggiungere la taglia commerciale dopo circa due anni dal momento della captazione;
- i promettenti risultati della ricerca nel settore della riproduzione controllata dell'ostrica piatta in Italia (abbastanza recente è la sperimentazione di un prototipo di modello di schiuditoio per molluschi eduli bivalvi gestito direttamente in mare dove avviene il condizionamento delle ostriche riproduttrici (Sebastio, Relazione progetto P.T. Pesca e acquacoltura);
- la conoscenza di risultati positivi, sia dal punto di vista scientifico, sia da quello economico, dell'allevamento di ostrica piatta in acque mediterranee

meno trofiche delle acque italiane (Cano e Rocamora, 1996);
- la possibilità di avviare la pratica del finissaggio in sospensione partendo da adulto selvatico, o la semina in banchi naturali con seme captato, quali nuove forme di sinergia tra pescatori ed allevatori.

Summary

In Italy the shellfish producers are ever more feeling the need to breed new species of shellfish in addition to mussels, in order to better exploit the existing facilities and supplying the market with a wider choice.

Given the mesologic features of the Adriatic sea and of most Italian seas where offshore shellfish culture is conducted, one of the most interesting species to this purpose is flat oyster (*Ostrea edulis*).

The main objective of the study examined is the following: assessing the possibility to start oyster culture activities based upon wild spat, basing upon research studies conduct on the reproductive activity of the species and innovative collector tests for wild spat collection.

Since March 1999 to November 2000 some oysters taken 4-7 miles away from the coast stretching from Cattolica to Pesaro have been periodically analysed.

The elements acquired for any oyster were: biometric data, gravimetric data, microscopic characteristics of the reproductive cells and macroscopic characteristics of the gonad tissue.

For attesting the right informations on the content of reproductive cells, as recorded in fresh samples, it has been analysed the histological preparation for the same examples.

As to the wild spat collection, the artificial collectors consisted in 4 meters of hoop plastic, a 12×0.8 mm polypropylene band, to form a ribbon of 45 cm, these have been gathered in order to form a module ("*calo*"), made up of 50 collectors placed 50 cm away one from the other on a 25 meter-long rope about, previously ballasted to 50 g/m.

At the moment of immersion, each module is placed on the bottom as a normal lowering of traps, with anchors and buoys at the two ends.

After preliminary tests, that were done during 1999, 6 "*cali*" have been lowered between May 8th 2000 and August 1st 2000 (fortnightly one); they stayed in sea until september/october 2000. Biometric surveys have been conducted on a monthly basis.

Further to the observation of fresh oyster gonads, a number of classes have been identified in order to assess reproduction levels. The frequency of these classes related to the total observations for each sample, has been calculeted.

This class frequencies and the oyster incubating larvae finding (between may and august for both studied years), along with the water temperature values, makes us consider that the protocol to follow in order to seize the most favourable opportunity to lower larval captation collectors should be observed on a fresh sample of oysters, made up of at least 30 examples, and collectors can be immersed when at least 20% of sampled examples are spawning or incubating larvae, and water temperature is no lower than 17°C.

The collectors used for the captation test have proved to be very practical and cost-effective, having a high captation capacity. We consider it's necessary to go on with the research in order to reduce the so-called latero-lateral and dorsal-ventral growth and improve efficiency transfer from collector to breeding box.

In conclusion, it is believed there exist favourable conditions to introduce flat oysters into the shellfish culture plants located in the Adriatic Sea.

Bibliografia

CANO J., ROCAMORA J. (1996) - Growth of the European flat oyster in the Mediterranean Sea (Murcia, SE Spain). *Aquaculture International*, **4**: 67-84.

CIARROCCA S. (1969) - Lineamenti tecnici e commerciali dell'ostricoltura sul litorale romagnolo-marchigiano. In: Fratelli Lega (ed), *Studi Romagnoli,* Faenza, **20**: 227-234.

ELSTON R.A. (1990) - *Mollusc diseases: guide for the shellfish farmer.* University of Washington Press, Washington: 73 pp.

HRS-BRENKO M. (1969) - Observations sur l'Huître (*Ostrea edulis*) du canal de Lim (Adriatique du nord). *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.*, **19** (5): 855-857.

MAFFEI M, PIVA P., PRIOLI G. (1995) - *Sperimentazione di un sistema ottimale per l'allevamento di ostriche in mare aperto*. Associazione interprovinciale per la valorizzazione del pesce: 65 pp.

PAESANTI F., PRIOLI G., MAFFEI M. (1998) - Reperimento di novellame selvatico a fini di ripopolamento attivo ed allevamento, in lagune e mare aperto, mediante sistemi per il reclutamento di larve di molluschi bivalvi di interesse commerciale. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (3): 1907-1916.

PERUŠKO G.H. (1967) - A study of the gonads of *Ostrea edulis* L. in relation to its spawning cycle in the north Adriatic. *Thalassia Jugosl.*, **3**: 5-10.

PRIOLI G., MIETTI N., MALORGIO G., MAFFEI M. (1998) - Messa a punto di nuove tecnologie di allevamento di *Mytilus galloprovincialis* e *Modiolus barbatus*. *Biol. Mar. Medit.,* **5**(3): 1857-1866.

RUIZ C., MARTINEZ D., MOSQUERA G., ABAD M., SÁNCHEZ J.L. (1992) - Seasonal variations in condition, reproductive activity and biochemical compositione of the flat oyster, *Ostrea edulis*, from San Cibran (Galicia, Spain). *Marine Biology*, **112**: 67-74.

SEBASTIO C. - *Riproduzione condizionata dell'ostrica allo stato semibrado e raccolta del novellame in gabbie galleggianti*. Relazione finale progetto di ricerca Piano triennale della Pesca L. 17-02-1982. Università degli Studi di Bari, Facoltà di Medicina Veterinaria - Istituto di Ispezione degli alimenti, Bari: 83 pp.

Ricerca realizzata nell'ambito dei progetto 4C150 finanziato dal MiPAF.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 154-160

F. Grati, G. Fabi, A. Lucchetti, P. Consoli

Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima, CNR, Largo Fiera della Pesca - 60125 Ancona, Italia.

ANALISI DELLE CATTURE DI *SOLEA VULGARIS* QUENSEL, 1806 EFFETTUATE CON RETI AD IMBROCCO IN ADRIATICO SETTENTRIONALE

ANALYSIS OF THE CATCHES OF SOLEA VULGARIS *QUENSEL, 1806 OBTAINED WITH GILLNETS IN THE NORTHERN ADRIATIC SEA*

Abstract

The catches of sole, Solea vulgaris *(Pisces, Soleidae), obtained by artisanal fishermen by means of gillnets in two areas of the northern Adriatic Sea were investigated both with a weekly sampling at the landing sites and through periodical observations aboard. The common sole generally constituted 20-30% of landings, while the remaining portion of catches was mainly represented by* Squilla mantis*. Analysis of the demographic structure of* S. vulgaris *catches showed an increase of the mean length from spring to autumn.*

Key-words: Solea vulgaris*, artisanal fishery, gillnets, Adriatic Sea.*

Introduzione

La pesca artigianale è generalmente caratterizzata dall'uso di molteplici attrezzi da posta in funzione dell'eco-etologia delle specie bersaglio e della loro abbondanza nella fascia costiera, ove questo comparto opera principalmente. Ad esempio, in Adriatico settentrionale questo settore della pesca si dedica prevalentemente alla cattura di *Sepia officinalis* con nasse e tremagli nei mesi primaverili, della sogliola con reti ad imbrocco in primavera-autunno e del gasteropode *Nassarius mutabilis* tramite appositi cestini in autunno-inverno.

Data l'esistenza di numerose lacune riguardanti la conoscenza delle caratteristiche tecniche degli attrezzi utilizzati e della composizione quali-quantitativa delle catture, nel biennio 1999-2000 è stato condotto uno studio, finanziato dal MIPAF, avente lo scopo di individuare i diversi attrezzi da posta in uso in alcune marinerie italiane, i periodi dell'anno in cui vengono maggiormente impiegati e la composizione delle catture. In questo contesto vengono riportati i dati concernenti le reti ad imbrocco utilizzate per la pesca di *S. vulgaris* in Adriatico settentrionale.

Materiali e metodi

Nei due anni di studio è stata condotta un'indagine presso i pescatori artigianali delle marinerie di Ancona (porto di Ancona e Portonovo) e Senigallia consistente in rilevamenti settimanali dello sbarcato in banchina. Il criterio utilizzato nella scelta dei motopescherecci è stato di tipo ruotato: a turno sono stati censiti, nei vari campionamenti, gruppi distinti di imbarcazioni, in modo tale da rilevarle tutte nell'arco di un mese. Ad ogni rilevamento sono state annotate le caratteristiche tecniche delle reti impiegate (lunghezza, misura della maglia, diametro del filato, colore, ecc.), le ore di permanenza in mare degli attrezzi e la zona di pesca; infine la cattura, suddivisa in specie bersaglio e specie accessorie, è stata classificata al più basso livello sistematico possibile ed è stato registrato il peso totale di ogni specie direttamente in banchina.

Inoltre, per verificare i dati di sbarcato della pesca professionale e studiare la struttura demografica delle catture di *S. vulgaris*, nel periodo aprile-ottobre sono state condotte periodicamente osservazioni dirette a bordo di alcune imbarcazioni che adottano tali attrezzi, durante lo svolgimento delle normali operazioni di pesca. Ad ogni osservazione tutti gli esemplari di *S. vulgaris* sono stati prelevati, misurati e pesati individualmente.

L'elaborazione dei dati è stata effettuata separatamente per le due marinerie considerate. I dati di cattura registrati nel corso dei rilevamenti in banchina sono stati previamente standardizzati a 1000 m di rete e giorno di pesca (CPUS = cattura per unità di sforzo). Infine, con i dati di lunghezza degli individui di *S. vulgaris* sono state ottenute le distribuzioni di frequenza delle taglie separatamente per sito, stagione e dimensione di maglia.

Risultati

Dalle indagini condotte in banchina è risultato che, nel periodo considerato, nella marineria di Ancona operavano 34 natanti dediti alla piccola pesca (24 nel porto di Ancona e 10 nella baia di Portonovo), mentre 18 avevano base nel porto di Senigallia. Tali imbarcazioni avevano TSL compresa tra 1,5 e 4, un equipaggio composto da una o due persone ed erano generalmente provviste di verricello salpareti.

L'attrezzo utilizzato nell'area per la cattura della sogliola è un particolare tipo di rete ad imbrocco caratterizzato da un'altezza limitata (1,5 - 2,5 m) e da una lima dei sugheri con una spinta ridotta, in modo da consentire alla rete di rimanere parzialmente adagiata sul fondo. Tuttavia, tra le due marinerie sono state riscontrate alcune differenze riguardanti la misura della maglia utilizzata, il materiale della lima dei sugheri e la lunghezza dei cali. Infatti, ad Ancona-Portonovo gli addetti alla piccola pesca preferiscono reti ad imbrocco da sogliole con apertura della maglia di 68 mm, diametro del filato di 0,18 - 0,20 mm, lima dei galleggianti in poliammide e cali di lunghezza variabile tra 1000 e 3000 m. A Senigallia invece vengono prevalentemente adottate maglie di 64 e 68 mm (apertura), i filati maggiormente in uso hanno un diametro di 0,20 - 0,22 mm, la lima dei sugheri è in polietilene e la lunghezza delle reti impiegate varia da 2000 a 5000 m. In entrambe le marinerie la tecnica di pesca prevede il calo delle reti al tramonto e il salpamento all'alba, per una permanenza in mare di circa 12 ore.

La Fig. 1 mostra che durante il periodo di indagine gli addetti alla piccola pesca di Ancona-Portonovo e di Senigallia si sono dedicati alla cattura della sogliola per buona parte dell'anno, ma con maggiore intensità nei mesi estivi (luglio-settembre), quando la quasi totalità delle imbarcazioni attive hanno praticato tale mestiere di pesca.

I dati di cattura registrati presso la marineria di Ancona-Portonovo nel corso dei rilevamenti in banchina hanno evidenziato, nel 1999, un costante incremento delle CPUS dall'inverno (10,3 kg/1000 m/giorno) all'autunno (24,8 kg/1000 m/giorno), mentre nell'anno seguente si è registrato un forte decremento, con catture comprese tra il minimo dell'autunno (5,9 kg/1000 m/giorno) e il massimo dell'estate (11,5 kg/1000 m/giorno; Fig. 2).

In questa marineria *S. vulgaris* ha generalmente costituito il 20-30% della cattura totale in termini ponderali. Per quanto riguarda il *by-catch* commerciale (Fig. 3), si osserva una netta predominanza di *Squilla mantis*, che ha sempre rappresentato una porzione della cattura totale maggiore di quella della specie bersaglio (32-70%). Altre specie accessorie importanti dal punto di vista quantitativo sono risultate *Bolinus brandaris*, particolarmente abbondante in autunno con percentuali del 10-12%, e *Trigla*

lucerna, che ha costituito dal 4% all'11% delle catture totali nell'estate–autunno 1999 e dal 9% al 15% nel periodo primavera-autunno 2000. La restante porzione era costituita da specie sporadiche e con bassi valori di biomassa, tra cui diversi organismi aventi una certa affinità nei confronti dei substrati duri, come *Eriphia verrucosa*, *Mullus surmuletus*, *Sciaena umbra* e *Scorpaena porcus*, che hanno un elevato valore commerciale e la cui cattura è legata al fatto che tale marineria opera spesso sui fondi misti roccia-fango antistanti il Promontorio del Monte Conero.

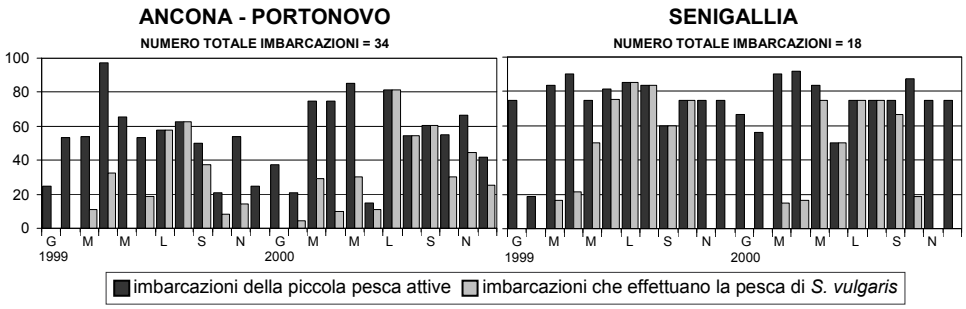


Fig. 1 - Andamento dell'attività della piccola pesca e frazione dedita alla pesca di *S. vulgaris* nel periodo 1999-2000 presso le marinerie di Ancona-Portonovo e Senigallia.
Trend of small-scale fishing activity in the period 1999-2000 at Ancona-Portonovo and Senigallia with the relative portion of vessels targeting S. vulgaris.

Anche a Senigallia nel primo anno di indagine si è verificato un incremento delle CPUS che si è protratto sino all'inverno 2000 (24,0 kg/1000 m/giorno), seguito da una sensibile riduzione nelle stagioni seguenti (Fig. 2).

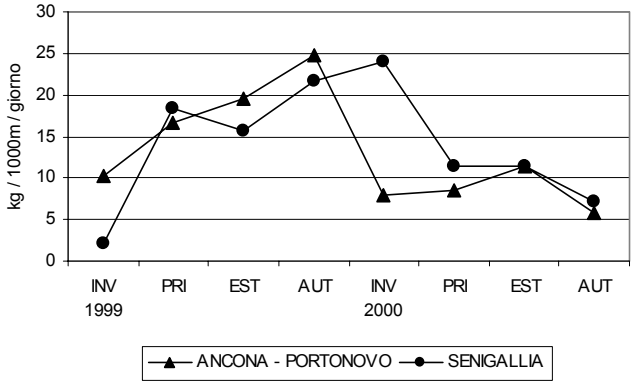


Fig. 2 - Andamento stagionale delle CPUS (kg/1000 m/giorno) registrate nel corso dei rilevamenti dello sbarcato effettuati presso le imbarcazioni della piccola pesca appartenenti alle marinerie di Ancona-Portonovo e Senigallia dedite alla cattura di *S. vulgaris.*
Seasonal CPUE trend (kg/1000 m/day) of Ancona-Portonovo and Senigallia small-scale fishing vessels devoted to the catch of S. vulgaris.

Presso tale sito *S. vulgaris* ha costituito la porzione principale della cattura nell'inverno 1999 (57%), mentre nel restante periodo si è attestata su valori compresi tra il 6% (primavera 1999) e il 33% (estate 2000; Fig. 3). Per ciò che riguarda il *by-catch* commerciale, anche in questo caso la specie accessoria più importante in termini ponderali è risultata *S. mantis* che, ad eccezione dell'inverno 1999 e della primavera 2000, ha assunto percentuali maggiori di quelle di *S. vulgaris* (33-68%). Tra le altre specie, *T. lucerna* ha rappresentato dall'8% al 20% della cattura totale dall'estate 1999 all'autunno 2000, mentre *B. brandaris* è stato rilevato solo nel periodo primavera-autunno dei due anni di indagine con percentuali comprese tra 3% (primavera 1999) e 18% (autunno 2000).

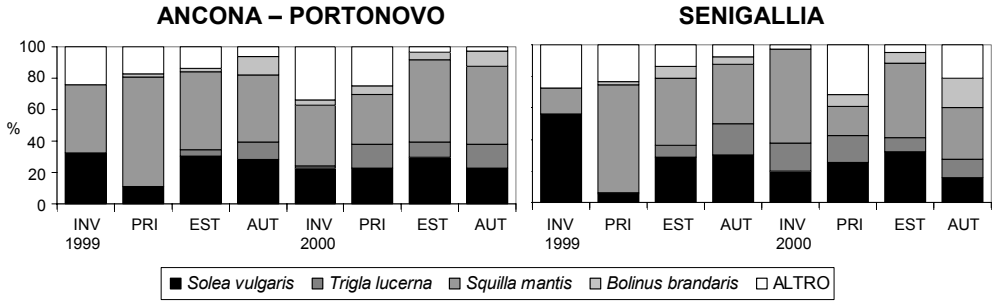


Fig. 3 - Composizione percentuale delle catture registrate nel corso dei rilevamenti dello sbarcato effettuati presso le imbarcazioni della piccola pesca appartenenti alle marinerie di Ancona-Portonovo e Senigallia dedite alla cattura di *S. vulgaris*.

Percentage composition of landings of Ancona-Portonovo and Senigallia small-scale fishing vessels devoted to the catch of S. vulgaris.

L'analisi della struttura demografica delle catture di *S. vulgaris* ottenute con la maglia di 68 mm ad Ancona-Portonovo ha evidenziato un incremento della taglia media dalla primavera (21,14±1,86 cm LT) all'autunno (25,42±1,76 cm LT; Fig. 4). In primavera circa il 9% in peso della cattura totale era costituito da individui aventi lunghezza inferiore alla taglia minima legale prevista per questa specie (20 cm LT; Reg. to CE 1626/94). Tuttavia, già nella stagione successiva tale percentuale scendeva al di sotto dell'1%, per poi scomparire in autunno (Fig. 4).

Per quanto concerne la marineria di Senigallia, in primavera la taglia media delle sogliole catturate con le due misure di maglia è risultata molto simile (64 mm: 20,27±1,59 cm LT; 68 mm: 20,79±1,81 cm LT), mentre in estate al sensibile incremento della taglia media registrato nelle catture ottenute con la maglia maggiore (24,16±2,04 cm LT) non corrisponde un aumento analogo in quelle della maglia di 64 mm (21,96±1,73 cm LT; Fig. 4). In primavera gli individui con lunghezza inferiore alla taglia minima legale costituivano circa il 30% in peso della cattura effettuata con la maglia di 64 mm e il 20% di quella relativa alla maglia di 68 mm. Analogamente a quanto osservato ad Ancona-Portonovo, nella stagione seguente si è verificata una forte riduzione degli esemplari sotto misura che hanno costituito dallo 0,5% (68 mm) al 5% (64 mm) in peso delle catture.

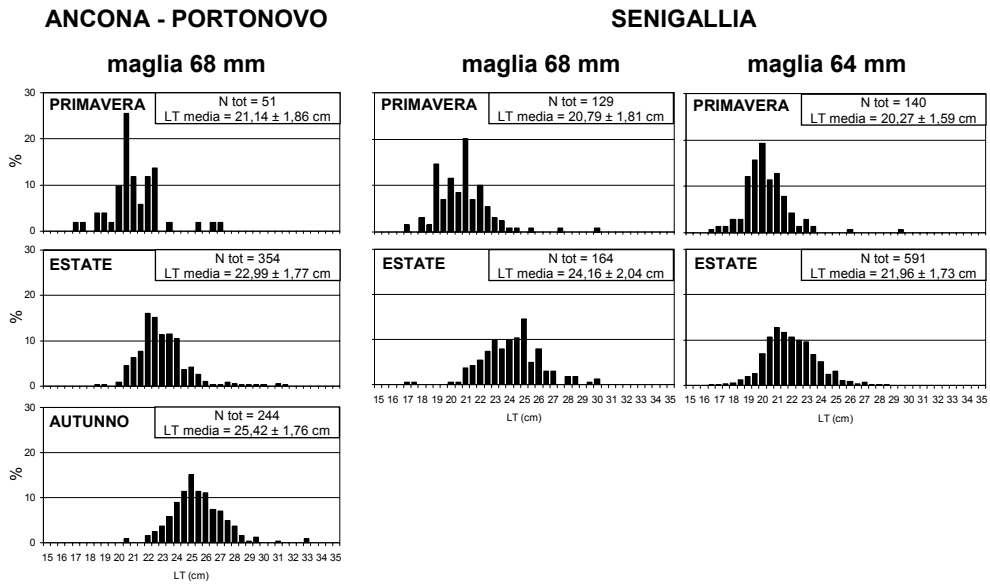


Fig. 4 - Distribuzioni di frequenza stagionali delle lunghezze degli individui di *S. vulgaris* catturati con le diverse misure di maglia dalle marinerie di Ancona-Portonovo e Senigallia.

Seasonal length-frequency distributions of S. vulgaris *specimens caught with different mesh sizes by the Ancona-Portonovo and Senigallia small-scale fishing vessels.*

Conclusioni

Dalle indagini condotte è emerso che la rete ad imbrocco per *S. vulgaris* rappresenta l'attrezzo da posta maggiormente utilizzato nel periodo fine primavera – inizio autunno, sia nella marineria di Ancona-Portonovo che in quella di Senigallia.

Nonostante alcune differenze strutturali, le reti impiegate sono riconducibili ad un unico tipo caratterizzato da una limitata spinta della lima dei galleggianti che consente all'attrezzo di adagiarsi sul fondo favorendo la cattura di specie bentoniche; le loro dimensioni, in termini sia di lunghezza massima dei cali utilizzati (5000 m) che di altezza massima del panno (2,5 m), rientrano nei limiti previsti dal Regolamento CE 1626/94.

Prendendo in esame i rendimenti di pesca, la riduzione delle CPUS totali registrata in entrambe le marinerie nel periodo primavera-autunno del 2000 potrebbe essere almeno parzialmente imputabile ad una maggiore abbondanza, rispetto all'anno precedente, di sostanze mucillaginose sotto costa nella tarda primavera, come confermato anche dalla riduzione del numero delle imbarcazioni della piccola pesca attive in giugno, a dimostrazione della difficoltà oggettiva di operare con attrezzi da posta. Questo fenomeno potrebbe aver influenzato anche la distribuzione spaziale delle varie specie ittiche riducendone la densità all'interno della fascia costiera anche nei mesi successivi.

A prescindere dalle fluttuazioni osservate, l'analisi quali-quantitativa dello sbarcato ha evidenziato che la cattura di questo attrezzo è multispecifica e la specie bersaglio (*S. vulgaris*) costituisce generalmente il 20-30% in peso delle catture medie stagionali

in entrambi i siti. Per quanto riguarda il *by-catch* commerciale, le elevate percentuali riscontrate sono attribuibili principalmente alla costante e abbondante presenza di *S. mantis*, le cui catture sono generalmente più elevate di quelle di *S. vulgaris* e che, nonostante abbia un valore commerciale inferiore, in alcuni casi ha garantito dei profitti superiori a quelli della sogliola, assumendo quindi il ruolo di "seconda specie bersaglio".

La struttura demografica delle catture di *S. vulgaris* indica che l'attività di entrambe le marinerie insiste su una porzione della popolazione costituita da individui aventi un'età di 1-2 anni (Froglia e Giannetti, 1986). In primavera infatti, in corrispondenza con l'inizio di tale attività di pesca, la cattura è rappresentata prevalentemente da sogliole aventi una taglia media compresa tra 20 e 21 cm LT ed età di un anno. Nei mesi successivi tali esemplari restano nella fascia costiera e si accrescono velocemente fino a raggiungere, in autunno, una lunghezza media di circa 25 cm LT. In questo periodo sotto costa si verificherebbe anche una grande concentrazione di giovani sogliole di 10-12 cm LT (età 0+) provenienti dalle zone lagunari dell'alto Adriatico (Froglia, 1984), che però non vengono catturati con le reti ad imbrocco in quanto cadono al di fuori del limite inferiore di selettività delle maglie utilizzate (Fabi e De Ranieri, 1998). In seguito, questi giovani esemplari andranno a costituire la porzione dello stock sfruttata dalla piccola pesca nella successiva stagione di pesca primaverile.

La percentuale di esemplari aventi una lunghezza inferiore alla taglia minima legale è apparsa molto contenuta in estate e in autunno in entrambi i siti, mentre è risultata abbastanza consistente in primavera, quando si è anche superato il quantitativo massimo consentito dalla legge (10% in peso della cattura totale della specie). Tuttavia, se da un punto di vista giuridico le catture hanno generalmente rispettato la taglia minima prevista dal Reg.to CE 1626/94, da un punto di vista biologico queste appaiono costituite prevalentemente da individui sessualmente immaturi, dato che in Adriatico settentrionale la taglia di prima riproduzione è superiore a 25 cm LT (Froglia, 1984).

Summary

The "small-scale fishery" is defined as the fishing activity carried out by vessels of small dimensions generally using set gears (gillnets, trammel nets, traps, etc.), which are highly selective towards the species and the size of the specimens caught and of low impact on the seabed. Taking into account the high variability of the gears used along the Italian coasts and the lack of knowledge on either their technical features and the quali-quantitative composition of catches, the aim of the present paper was to study the set nets used in the northern Adriatic Sea to catch *Solea vulgaris* and the demographic structure of catches. To attain this goal, in the years 1999-2000 a weekly sampling of the small-scale fishery landings and observations aboard a few fishing vessels utilising gillnets for common sole were carried out in the fisheries of Ancona-Portonovo and Senigallia. The landing sampling revealed that the only gear used by both fisheries to catch *S. vulgaris* was a specific gillnet characterised by a reduced height of the net panel (2-2.5 m), a stretched mesh size of 64-68 mm and a very low buoyancy of floatings, allowing the net to lay on the seabed so favouring the catch of benthic fishes.

In the study period, the common sole fishery was practised from March to November, even though the highest fishing yields were recorded in summer-fall, when most of the artisanal fishermen were devoted to this kind of activity.

S. vulgaris generally made up 20-30% of landings in weight at both sites, while the remaining portion of catches was mainly constituted by *Squilla mantis*.

The demographic structure of *S. vulgaris* catches evidenced that most of the specimens fell within the age classes 1-2. In spring the average size of specimens in catches was 20-21 cm TL, including a considerable percentage (9-30% in weight) of individuals having a TL<20 cm, that is the minimum legal landing size (EC Regulation 1626/94). In the subsequent months the mean size of the catches noticeably increased reaching 25 cm TL in fall, when the percentage of individuals under the minimum landing size became negligible.

Ringraziamenti

Si ringraziano il Dott. G. Scarcella e il Sig. A. Marziali per la preziosa collaborazione fornita nella raccolta dei dati.

Bibliografia

FABI G., DE RANIERI S. (1998) - *Trammel and gill net selectivity in the Adriatic and Tyrrhenian Sea*. Final Report. Study Contract no. 94/086: 162 pp.

FROGLIA C. (1984) - *Presupposti bio-ecologici e tecnici per una nuova regolamentazione della pesca a strascico entro le tre miglia dalla costa*. Rapporto finale per il Ministero della Marina Mercantile, Direzione Generale della Pesca: 104 pp.

FROGLIA C., GIANNETTI G. (1986) - Remarks on rings formation in otoliths of *S. vulgaris* and other flatfishes from the Adriatic Sea. *FAO Fish. Rep.*, **345**: 121-122.

SACCHI J., DUGAUQUIER J.P., MORTREUX S. (1987) - *Selectivité des tremails a sole*. Convention Region Nord Pas De Calais, IFREMER DIT, Boulogne sur mer: 36 pp.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 161-169

G. Scarcella, G. Fabi, F. Grati, A. Lucchetti

Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima – CNR, Largo Fiera della Pesca - 60125 Ancona, Italia.

FATTORI CHE INFLUENZANO L'INGRESSO DI *SEPIA OFFICINALIS* L. 1758 NELLE TRAPPOLE

FACTORS AFFECTING THE ENTRY OF SEPIA OFFICINALIS *L. 1758 INTO TRAPS*

Abstract

The sex composition of the specimens of Sepia officinalis *(Cephalopoda, Sepioidea) caught with fyke nets and pots in two areas of the Adriatic sea was analysed to investigate the catching mechanism of the two types of traps. In both areas, males were attracted by the presence of females inside the pots, while the entrance of females seemed to follow a casual pattern. On the contrary, the entry of cuttlefish into the fyke nets did not appeared to be influenced by sexual interactions.*

Key-words*: pot, fyke net,* Sepia officinalis*, Adriatic Sea, catching mechanism.*

Introduzione

La nassa da seppia è considerata un attrezzo altamente selettivo ed è diffusamente utilizzata dalla pesca artigianale per la cattura di questo cefalopode (Bombace, 1965). Dalla letteratura (Yasuada, 1951; Ghirardelli, 1961; Bombace, 1965; Mesnil, 1977; Von Brandt, 1984; Bakhayokho e Ito, 1991; Natsukari, 1991; Watanuki *et al.*, 1993; Yamaguchi, 1995; Watanuki *et al.*, 2000) riguardante la dinamica di cattura di tale attrezzo emerge che l'entrata dell'animale non è determinata da un singolo stimolo, ma piuttosto da una combinazione di diversi fattori. Sulla base di tali constatazioni, lo scopo del presente studio, svolto nell'ambito di un programma di ricerca finanziato dalla CE (Fabi e Sartor, 2001) consisteva nell'approfondire le conoscenze riguardo il meccanismo di cattura di due tipi di trappole comunemente utilizzate in alto e medio Adriatico dagli addetti della piccola pesca per la cattura di *S. officinalis* nel periodo primaverile, in concomitanza con la migrazione riproduttiva di questa specie verso i bassi fondali costieri: le nasse tradizionali e i cogolli, che sono stati introdotti recentemente e rappresentano un'evoluzione di quelli utilizzati nelle lagune per la pesca delle anguille.

Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto in due aree costiere del medio Adriatico a profondità comprese tra 4 e 12 m: la prima situata a circa 1,5 mn a Sud di Ancona e caratterizzata da un fondo misto roccia-sabbia, la seconda posta a circa 10 mn a Nord di Ancona su un fondo sabbio-fangoso. La scelta di due siti morfologicamente diversi aveva lo scopo di evidenziare eventuali differenze nel comportamento di *S. officinalis* dovute al tipo di substrato.

Dal 1999 al 2000, durante il periodo primaverile (aprile-giugno), in ogni zona sono stati condotti da 2 a 4 campionamenti al mese durante ciascuno dei quali sono stati generalmente utilizzati 20 nasse e 20 cogolli su ciascun tipo di fondo. Al fine di integrare i dati raccolti nei primi due anni, nei mesi di aprile e maggio 2001 sul fondo misto roccia-sabbia sono stati effettuati 5 campionamenti con entrambi gli attrezzi,

utilizzando circa 19 cogolli e 50 nasse alla volta; sul fondo sabbio-fangoso sono stati invece condotti 11 campionamenti con le nasse, impiegando anche in questo caso circa 50 attrezzi alla volta, e 1 campionamento con 30 cogolli (Tab. 1). In totale, nei tre anni sono stati utilizzati 711 nasse e 522 cogolli sul fondo misto roccia-sabbia e 1003 nasse e 470 cogolli su sabbia-fango. Le trappole, aventi caratteristiche analoghe a quelle usate nella pesca commerciale (Fabi *et al.*, 2001), venivano previamente fatte ambientare in mare qualche giorno prima per ottimizzarne l'efficienza e, ad ogni campionamento, venivano accuratamente svuotate la mattina e salpate il mattino del giorno seguente, per una permanenza in acqua di circa 24 h.

Le seppie catturate in ogni trappola venivano misurate al ½ cm inferiore (Lunghezza del Mantello) e distinte in base al sesso; inoltre, per ogni individuo è stato determinato lo stadio maturativo tramite l'analisi macroscopica della gonade secondo la scala suggerita da Mangold-Wirz (1963) e Lipinski (1979; Tab. 2).

Tab. 1 - Numero di campionamenti effettuati (N_C), numero totale di attrezzi impiegato e numero totale (N) di femmine (F) e maschi (M) di *S. officinalis* catturati in ciascun mese di campionamento con le relative taglie medie (LM_m) e il corrispondente errore standard (es).

Monthly number of fishing samplings (N_C), of employed gears and of females (F) and males (M) of S. officinalis *caught with their respective mean size (LM_m) and standard error (es).*

			COGOLLI						NASSE					
				N.	F		M			N.	F		M	
	ANNO	MESE	N_c	attrezzi/ camp.	N	LM_m±es (cm)	N	LM_m±es (cm)	N_c	attrezzi/ camp.	N	LM_m±es (cm)	N	LM_m±es (cm)
ROCCIA-SABBIA	'99	aprile	4	19-20	14	14,8±0,4	36	14,1±0,4	4	20	30	15,6±0,4	71	16,2±0,3
		maggio	4	20	7	13,1±0,2	14	12,4±0,5	4	20	15	14,8±0,6	25	14,7±0,5
		giugno	4	19-20	28	12,3±0,3	14	11,9±0,5	4	20	20	13,1±0,5	22	11,6±0,4
	'00	aprile	4	20	6	16,5±0,5	6	17,7±1,2	4	20	4	17,5±0,3	9	17,7±0,6
		maggio	4	20	12	16,1±0,6	15	15,4±0,6	4	20	7	17,3±0,4	10	17,9±1,7
		giugno	3	20	1	16,5	6	13,3±0,6	3	20	2	14,8±0,9	1	11,0
	'01	aprile	5	18-19	35	15,6±0,4	43	15,9±0,8	5	50-51	66	16,5±0,2	42	16,9±0,4
SABBIA-FANGO	'99	aprile	4	20	10	14,2±0,7	7	13,9±0,6	4	20	20	14,9±0,5	17	14,5±0,6
		maggio	4	20	8	14,7±0,8	11	12,5±0,4	4	20	9	13,5±1,0	11	15,5±1,2
		giugno	4	20	11	13,5±0,7	15	11,3±0,3	4	20	13	14,2±0,6	8	11,7±0,5
	'00	aprile	4	20	5	15,4±0,9	3	12,7±0,3	4	20	10	15,7±0,4	16	15,2±0,6
		maggio	4	20	2	13,5±0,4	1	13,0	4	20	3	18,2±0,9	1	13,5
		giugno	2	20	2	13,3±1,2	3	12,7±1,8	2	20	-	-	-	-
	'01	aprile							9	51	133	15,3±0,5	80	14,8±0,6
		maggio	1	30	-	-	-	-	2	52	22	15,1±0,9	20	14,4±0,3

Tab. 2 - Descrizione degli stadi maturativi delle gonadi di *S. officinalis* secondo Mangold-Wirz (1963) e Lipinski (1979).
Gonadic maturity stages of S. officinalis *as suggested by Mangold-Wirz (1963) and Lipinski (1979).*

Stadio maturativo	Maschi	Femmine
1 Immaturo	Testicolo molto piccolo, bianco e di consistenza acquosa. Sacco spermatico traslucido senza la tipica spirale bianca costituita dal dotto deferente con spermatozoi in formazione; assenza di spermatofore nella tasca del Needham.	Ovario molto piccolo e, se visibile, con una leggerissima granulazione. Ghiandole nidamentali molto piccole con aspetto traslucido; diametro delle uova <2 mm.
2 In maturazione	Ingrossamento del testicolo e del sacco spermatico. Presenza in quest'ultimo di spermatofore in formazione o già formate, in numero molto modesto. Dotto deferente visibile e con materiale spermatico.	Ovario con evidente granulazione: uova traslucide con diametro tra 2 e 6 mm. Ghiandole nidamentali visibili, bianche opache, di consistenza molle. Ghiandole nidamentali accessorie appena visibili, di colore bianco-rosa.
3 Maturo	Testicolo bianco-latte di consistenza compatta. Sacco spermatico ingrossato e pieno di spermatofore. Dotto deferente denso e consistente.	Ovario esteso in tutta la parte posteriore della cavità del mantello. Uova giallo-ambrate di diametro tra 6 e 8-9 mm e consistenza gelatinosa. Ghiandole nidamentali di notevoli dimensioni. Ghiandole nidamentali accessorie rosso-arancio. Possibile presenza di uova pronte per la deposizione.
4 Pienamente maturo	Sacco spermatico con un elevatissimo numero di spermatofore che fuoriescono dopo una leggera pressione.	Ovario notevolmente ingrossato con molte uova aventi diametro massimo. Frequente presenza di uova libere nella cavità del mantello pronte ad essere deposte.

L'analisi dei dati è stata effettuata separatamente per ciascuna zona e tipo di trappola, unendo le catture ottenute nei tre anni. Per valutare se l'entrata degli individui di *S. officinalis* all'interno degli attrezzi è casuale, le frequenze osservate sono state confrontate statisticamente con quelle teoriche stimate in base alla "legge di Poisson o degli eventi rari" (Cecchitelli, 1984). Al fine di escludere l'influenza del fattore sesso, sono state considerate le trappole contenenti solo maschi o solo femmine. La conformità della distribuzione empirica alla distribuzione teorica di Poisson è quindi stata valutata con un test χ^2. Successivamente, per stimare l'esistenza di un qualche effetto attrattivo legato al sesso, sono state considerate le ripartizioni in maschi e femmine delle catture composte da due o tre individui per trappola. Separatamente per i due casi, la distribuzione empirica delle ripartizioni tra maschi e femmine è stata confrontata con il modello teorico di indipendenza (nessuna attrazione legata al sesso) utilizzando anche in questo caso un test χ^2. Le distribuzioni teoriche sono state stimate utilizzando la sex-ratio totale (M/F = 1,90) calcolata su 1125 individui catturati contemporaneamente nell'intero areale con una rete tremaglio, che può considerarsi un attrezzo meno selettivo delle trappole; tale rapporto ha permesso di approssimare le probabilità di entrata di ciascun sesso.

Risultati

Fondo misto roccia-sabbia – In totale con i cogolli sono stati catturati 237 esemplari di *S. officinalis* di cui 103 femmine, aventi lunghezza del mantello compresa tra 12,3 ± 0,3 cm (giugno '99) e 16,5 ± 0,5 cm (aprile '00), e 134 maschi con taglia media da 11,9 ± 0,5 cm LM (giugno '99) a 17,7 ± 1,2 cm LM (aprile '00). All'interno delle nasse sono stati rilevati 324 individui di cui 144 femmine, con lunghezza del man-

tello tra 13,1±0,5 cm (giugno ’99) e 17,5±0,3 (aprile ’00), e 180 maschi la cui taglia variava da 11,0 cm LM (giugno ’00) a 17,9±1,7 cm LM (maggio ’00; Tab. 1).

La Tab. 3, in cui sono riportate tutte le combinazioni di maschi e femmine osservate nel periodo di indagine all’interno di nasse e cogolli con le rispettive frequenze, mostra che le trappole hanno catturato seppie nel 23% dei casi analizzati. Nell’ambito di questi, le combinazioni più ricorrenti (68%) in entrambi gli attrezzi sono rappresentate da un unico esemplare, maschio o femmina (1:0 o 0:1), o da una coppia di individui (1:1).

Tab. 3 - Ripartizione maschi/femmine di *S. officinalis* rilevata nelle trappole.
Distribution males/females of S. officinalis *observed inside the traps.*

		ROCCIA-SABBIA																			
CASI TOTALI		0:0	5:0	4:0	3:0	2:0	1:0	5:1	4:1	3:1	2:1	1:1	0:1	0:2	1:2	2:2	3:2	4:2	1:3	0:3	2:3
NASSE	711	552	3	1	2	6	23	2	2	3	15	37	47	4	4	6	1	1	1	0	1
COGOLLI	552	419	0	0	4	9	39	1	0	1	7	21	31	6	6	4	1	1	1	1	0
		SABBIA-FANGO																			
CASI TOTALI		0:0	5:0	4:0	3:0	2:0	1:0	5:1	4:1	3:1	2:1	1:1	0:1	0:2	1:2	2:2	3:2	1:3	1:4	3:4	2:3
NASSE	1003	792	0	0	5	4	22	0	1	0	16	50	89	8	10	1	1	1	1	1	1
COGOLLI	470	418	0	0	0	4	14	0	0	0	4	7	19	2	1	1	0	0	0	0	0

I dati riportati in Tab. 4, nella quale sono state considerate solo le trappole contenenti individui appartenenti ad un unico sesso, indicano che per i maschi catturati sia con le nasse che con i cogolli esiste una differenza altamente significativa tra il numero dei casi osservati e la frequenza teorica, mentre per le femmine tale discrepanza viene evidenziata solo nei cogolli. La significatività di questi dati è determinata principalmente dai casi comprendenti due o più individui maschi e due o più individui femmine, che sono risultati più numerosi di quelli attesi.

Per ciò che riguarda le catture composte da due soli individui (Tab. 5) si osserva che esclusivamente nelle nasse i dati empirici si discostano significativamente da quelli attesi e che tale differenza è dovuta soprattutto ai casi con una sex-ratio di 1:1, verificatisi con una frequenza maggiore rispetto alla teorica. Nei casi con tre individui (Tab. 6), invece, non esistono differenze significative tra i dati osservati e quelli attesi per entrambi i tipi di trappole, anche se nelle nasse il caso 2:1 risulta molto frequente.

L’analisi macroscopica degli stadi maturativi ha infine evidenziato che la totalità dei maschi e la maggior parte delle femmine presentava gonadi mature o pienamente mature (stadio 3 e 4; Tab. 7).

Fondo sabbio-fangoso – In totale con i cogolli sono stati catturati 78 esemplari di *S. officinalis* di cui 38 femmine, con lunghezza del mantello compresa tra 13,3±1,2 cm (giugno ’00) e 15,4±0,9 cm (aprile ’00), e 40 maschi con taglia media da 11,3 ± 0,3 cm LM (giugno ’99) a 13,9±0,6 cm LM (aprile ’99). Nelle nasse sono stati invece rinvenuti 363 individui di cui 210 femmine, con lunghezza del mantello tra 13,5±1,0 cm (maggio ‘99) e

Tab. 4 - Frequenza delle trappole che hanno catturato solo maschi o femmine di *S. officinalis* confrontata con la distribuzione teorica di Poisson. Livelli di probabilità: *=significativo; **=altamente significativo.

Frequency of traps with only males or females of S. officinalis *compared with the expected frequency from Poisson distribution. Significance level: *=significant; **=highly significant.*

			NUMERO MASCHI			NUMERO FEMMINE		
			0	1	≥2	0	1	≥2
ROCCIA-SABBIA	NASSE	CASI OSSERVATI	552	23	12	552	47	4
		CASI TEORICI	530,0	54,2	2,9	550,4	50,2	2,3
		TEST χ^2	χ^2 = 47,974		p = 0,000**	χ^2 = 1,487		p = 0,223
	COGOLLI	CASI OSSERVATI	419	39	13	419	31	7
		CASI TEORICI	406,8	59,6	4,6	413,2	41,6	2,1
		TEST χ^2	χ^2 = 22,916		p = 0,000**	χ^2 = 14,279		p = 0,000**
SABBIA-FANGO	NASSE	CASI OSSERVATI	792	22	9	792	89	8
		CASI TEORICI	779,2	42,6	1,2	789,9	93,3	5,1
		TEST χ^2	χ^2 = 61,640		p = 0,000**	χ^2 = 1,328		p = 0,249
	COGOLLI	CASI OSSERVATI	418	14	4	418	19	2
		CASI TEORICI	414,5	20,9	0,5	416,6	21,8	0,6
		TEST χ^2	χ^2 = 24,663		p = 0,000**	χ^2 = 3,938		p = 0,047*

Tab. 5 - Ripartizione maschi/femmine nelle trappole che hanno catturato due esemplari di *S. officinalis* confrontata con la distribuzione teorica. Livello di probabilità: **=altamente significativo.

Comparison between the distribution males/females observed inside the traps which caught two individuals of S. officinalis *and the expected frequency. Level of significance: **=highly significant.*

			SEX-RATIO (MASCHI : FEMMINE)			
		COMBINAZIONI	2 : 0	1 : 1	0 : 2	TOTALE
		PROBABILITÀ	0,429	0,452	0,119	
ROCCIA-SABBIA	NASSE	CASI OSSERVATI	6	37	4	47
		CASI TEORICI	20,171	21,238	5,591	47
		TEST χ^2	χ^2 = 22,105		p = 0,000**	
	COGOLLI	CASI OSSERVATI	9	21	6	36
		CASI TEORICI	15,450	16,268	4,282	36
		TEST χ^2	χ^2 = 4,759		p = 0,093	
SABBIA-FANGO	NASSE	CASI OSSERVATI	4	50	8	62
		CASI TEORICI	26,609	28,017	7,375	62
		TEST χ^2	χ^2 = 36,512		p = 0,000**	
	COGOLLI	CASI OSSERVATI	4	7	2	13
		CASI TEORICI	5,579	5,874	1,546	13
		TEST χ^2	χ^2 = 0,800		p = 0,671	

Tab. 6 - Ripartizione maschi/femmine nelle trappole che hanno catturato tre esemplari di *S. officinalis* confrontata con la distribuzione teorica.

Comparison between the distribution males/females observed inside the traps which caught three individuals of S. officinalis *and the expected frequency.*

			SEX-RATIO (MASCHI : FEMMINE)				
COMBINAZIONI			3 : 0	2 : 1	1 : 2	0 : 3	TOTALE
PROBABILITÀ			0,281	0,444	0,234	0,041	
ROCCIA-SABBIA	NASSE	CASI OSSERVATI	2	15	4	0	21
		CASI TEORICI	5,904	9,325	4,909	0,862	21
		TEST χ^2	$\chi^2 = 7,065$			p = 0,070	
	COGOLLI	CASI OSSERVATI	4	7	6	1	18
		CASI TEORICI	5,061	7,993	4,208	0,738	18
		TEST χ^2	$\chi^2 = 1,202$			p = 0,753	
SABBIA-FANGO	NASSE	CASI OSSERVATI	5	16	10	0	31
		CASI TEORICI	8,716	13,766	7,247	1,272	31
		TEST χ^2	$\chi^2 = 4,264$			p = 0,234	
	COGOLLI	CASI OSSERVATI	0	4	1	0	5
		CASI TEORICI	1,406	2,220	1,169	0,205	5
		TEST χ^2	$\chi^2 = 3,062$			p = 0,382	

Tab. 7 - Stadi maturativi degli esemplari di *S. officinalis* catturati con i due tipi di trappola. Le frequenze sono espresse in percentuale.

Gonadic maturity stages of the specimens of S. officinalis *caught with both types of trap. Frequencies are expressed in percentage.*

			COGOLLI					NASSE				
	ANNO	**MESE**	**% F**			**% M**		**% F**			**% M**	
			Stadio maturativo			**Stadio maturativo**		**Stadio maturativo**			**Stadio maturativo**	
			2	**3**	**4**	**3**	**4**	**2**	**3**	**4**	**3**	**4**
ROCCIA-SABBIA	'99	aprile			100,0		100,0		3,3	96,7		100,0
		maggio		42,9	57,1	14,3	85,7		20,0	80,0		100,0
		giugno	3,7	40,7	55,6	11,8	88,2	5,0	10,0	85,0	40,9	59,1
	'00	aprile			100,0		100,0			100,0		100,0
		maggio		8,3	91,7	1,8	88,2			100,0		100,0
		giugno			100,0		100,0			100,0		100,0
	'01	aprile		2,3	97,7		100,0		3,1	96,9		100,0
SABBIA-FANGO	'99	aprile			100,0		100,0		10,0	90,0		100,0
		maggio		37,5	62,5	18,2	81,8	22,2	22,2	55,6	9,1	90,9
		giugno		25,0	75,0	13,3	86,7		23,1	76,9	12,5	87,5
	'00	aprile			100,0		100,0			100,0		100,0
		maggio		50,0	50,0		100,0			100,0		100,0
		giugno		50,0	50,0		100,0					
	'01	aprile						13,5	28,4	58,1		
		maggio							16,5	83,5		

18,2±0,9 cm (maggio '00), e 153 maschi la cui taglia media variava da 11,7±0,5 cm LM (giugno '99) e 15,5±1,2 cm LM (maggio '99; Tab. 1).

Rispetto al fondo misto roccia-sabbia si sono riscontrati sia una percentuale inferiore di trappole con esemplari di *S. officinalis* (18%), sia un minor numero di combinazioni. Comunque, anche in questa zona i casi più frequenti sono risultati costituiti da un solo individuo, maschio o femmina (1:0 o 0:1), e da una coppia (1:1), che hanno rappresentato il 76% del totale delle combinazioni registrate (Tab. 3). Il confronto tra le frequenze osservate e quelle teoriche ha evidenziato una differenza altamente significativa per i maschi in entrambi i tipi di trappole e solo significativa per le femmine nei cogolli (Tab. 4).

Considerando le trappole che hanno catturato due o tre individui (Tabb. 5 e 6), si rileva che solo nel primo caso, ed esclusivamente per le nasse, la distribuzione osservata si discosta in modo altamente significativo da quella teorica, essenzialmente a causa delle combinazioni 2:0 e 1:1, risultate rispettivamente molto più rara e molto più frequente di quelle attese.

Anche in quest'area tutti gli individui maschi e la maggior parte delle femmine presentavano gonadi mature o pienamente mature (stadio 3 e 4; Tab. 7).

Conclusioni

I risultati ottenuti nelle due aree di indagine sono molto simili, indicando che il meccanismo di cattura dei due tipi di trappola considerati nei confronti di *S. officinalis* non è influenzato dalla natura del substrato, né si è potuto valutare l'influenza di diversi stadi maturativi delle gonadi sulla dinamica di cattura degli attrezzi poiché la maggior parte degli individui rinvenuti all'interno delle trappole utilizzate erano maturi, in accordo con il comportamento riproduttivo di questa specie lungo la costa adriatica (Froglia, 1976).

In entrambi i siti il confronto delle frequenze rilevate con quelle teoriche stimate in base alla legge poissoniana ha evidenziato che l'entrata dei maschi all'interno delle nasse non è del tutto casuale, ma influenzata dall'attrazione esplicata dalla presenza di un altro individuo all'interno della trappola. Questo risultato, associato ai successivi approfondimenti basati sul rapporto maschi/femmine all'interno di ciascuna nassa, induce a supporre l'esistenza di un'attrazione sessuale esercitata dalle femmine nei confronti degli esemplari dell'altro sesso. Alla luce di questo risultato troverebbe quindi una giustificazione l'utilizzo, da parte dei pescatori di diverse parti del mondo, di un individuo femmina come esca (Bombace, 1965; Mensil, 1977; Von Brandt, 1984; Bakhayokho e Ito, 1991). Per ciò che riguarda le femmine, invece, le frequenze osservate in entrambe le aree all'interno delle nasse si conformano alla distribuzione teorica di Poisson, indicando che l'entrata all'interno di tali attrezzi potrebbe essere casuale piuttosto che legata alla deposizione delle uova su supporti posizionati appositamente (fronde di alloro, strisce di plastica), come ritenuto solitamente dai pescatori. Questo è in accordo sia con quanto osservato da Bakhayokho e Ito (1991) che, confrontando nasse innescate con diversi tipi di esca e non innescate, non rilevarono alcun incremento nell'efficienza di cattura di questi attrezzi nei confronti di *S. officinalis*, sia con quanto riportato da Watanuki *et al.* (1993, 1998, 2000) per *Sepia esculenta*, secondo i quali l'entrata delle femmine nelle nasse non è regolata unicamente da deposizione e comportamento riproduttivo, ma probabilmente anche da altri fattori, come ad esempio l'abitudine delle seppie ad occupare spazi interni di strutture come le trappole e

l'esistenza di una complessa interazione sociale tra maschi e femmine, rilevata anche in altri studi (Hanlon *et al.*, 1999; Adamo *et al.*, 2000).

La tendenza delle seppie ad occupare spazi interni sembra invece essere il fattore principale nella dinamica di cattura dei cogolli che, dopo un certo periodo di permanenza in mare, tendono a ricoprirsi di fango più facilmente delle nasse, divenendo così un rifugio ideale. In questo caso infatti, anche se le frequenze attese in base alla distribuzione di Poisson si sono discostate significativamente da quelle osservate, dimostrando che l'entrata in tali attrezzi non è casuale, l'analisi basata sul modello teorico di indipendenza non ha evidenziato una chiara interazione sessuale tra maschi e femmine.

Summary

The sex composition of the specimens of *Sepia officinalis* caught with pots and fyke nets commonly used by professional fishermen of the central and northern Adriatic sea was analysed in order to clarify the catching mechanism of these two types of traps. The samplings were carried out both on a sand-rocky and on a sandy-mud seabed to evaluate eventual differences due to the type of bottom.

In both areas the observed frequency did not follow Poisson's distribution in both types of traps in the case of males and in fyke nets for females.

Chi-squared tests applied to the sex composition of pot catches constituted by two specimens showed that cuttlefish tended to be caught in couples (one male and one female), while two males and one female was the most frequent combination in the case of three individuals. Otherwise, the observed frequency of males-females in fyke nets catches was similar to the expected one.

These results suggest that the capture of cuttlefish inside the pots is related to a sexual attraction for males while spawning and mating behaviour are not the only factors inducing the entry of females inside traps, but other factors are likely to interfere such as the habit of occupying hidden spaces.

This last behavioural aspect might be the main cause of the catching effectiveness of fyke nets towards both sexes. In fact, this type of traps tend to get muddy more easily than pots, so constituting a good shelter for cuttlefish.

Bibliografia

ADAMO S.H., BROWN W.M., KING A.J., MATHER D.L., MATHER J.A., SHOEMAKER K.L., WOOD J.B. (2000) - Agnostic and reproductive behaviours of the cuttlefish *Sepia officinalis* in a semi-natural environment. *J. Moll. Stud.*, **66**: 417-419.

BAKHAYOKHO M., ITO K. (1991) - New gear and bait for cuttlefish fishing trap. In: Boucaud-Camou E. (ed), *Acta of the First International Symposium on the cuttlefish Sepia,* Centre de publications de l'Université de Caen, Caen: 325-333.

BOMBACE G. (1965) - Pots, baits and live fish tanks in Sicily. *Proc. Gen. Fish. Coun. Medit.*, **8**: 83-94.

CECCHITELLI G. (1984) – *Probabilità e statistica*. Maggioli, Rimini: 325 pp.

FABI G., GRATI F., LUCCHETTI A., SCARCELLA G. (2001) – Osservazioni preliminari sulle catture di *Sepia officinalis* con tre attrezzi da posta in medio Adriatico. *Biol. Mar. Medit.,* **8** (1): 660-664.

FABI G., SARTOR P. (2001) – *Sepia officinalis: impact of three set gear fishing techniques in the Adriatic and the Ligurian sea.* Rapporto finale per la Commissione della Comunità Europea, DG XIV: 119 pp.

FROGLIA C. (1976) – Considerazioni sulla pesca delle seppie con attrezzature selettive nell'alto e medio Adriatico. *Gazzettino della Pesca*, **23** (5): 1-2.

GHIRARDELLI E. (1961) - Fishing of cephalopod molluscs and their biological and economical importance. *Proc. Gen. Fish. Coun. Medit.*, **6**: 279-282.

HANLON R.T., AMENT S.A., GABR H. (1999) - Behavioral aspects of sperm competition in cuttlefish, *Sepia officinalis* (Sepioidea: Cephalopoda). *Marine Biology*, **134**: 719-728.

LIPINSKI M.R. (1979) - *Universal maturity scale for the commercially important squids. The results of maturity classification of the Illex illecebrosus for the years 1973-77.* Int. Com. Northwest. Atl. Fish. (ICNAF), Research Document 79/II/38, Serial N° 5364: 40 pp.

MANGOLD-WIRZ K. (1963) - *Biologie des Céphalopodes bentique et nectonique de la Mer Catalane*. Vie et Milieu, Causse & Castelnau, Montpellier, **13** (Suppl.): 285 pp.
MESNIL B. (1977) - L'exploitation des cephalopodes. *Science et Peche, Bull. Inst. Peches marit.*, **265**: 1-21.
NATSUKARI Y. (1991) - Cuttlefish fisheries in Japan. In: Boucaud-Camou E. (ed), *Acta of the First International Symposium on the cuttlefish Sepia,* Centre de publications de l'Université de Caen, Caen: 345-348.
VON BRANDT A. (1984) - Attracting, concentrating and frightening fish. In: Von Brandt A. (ed), *Fish Catching Methods of the World,* Fishing News Books Ltd., London: 114-124.
WATANUKI N., IWASHITA T., KAWAMURA G. (1993) - Sex composition and sexual maturity of *Sepia esculenta* captured in cuttlefish basket traps. *Nippon Suisan Gakkaishi*, **59** (6): 919-924.
WATANUKI N., KANAEUCHI S., FUJITA T., IWASHITA T., KAWAMURA G. (1998) - Entry of immature cuttlefish *Sepia esculenta* into basket traps. *Fish. Sci.,* **64** (5): 707-710.
WATANUKI N., HIRAYAMA I., KAWAMURA G. (2000) - Why do cuttlefish *Sepia esculenta* enter basket traps? Space occupation habit hypothesis. *Fish. Sci.*, **66** (2): 190-197.
YAMAGUCHI Y. (1995) - Function as spawning bed of cuttlefish basket trap during operating. *Proceedings of ECOSET '95 – International Conference on Ecological System Enhancement Technology for Aquatic Environments*, Tokyo, Japan, 29 Ott.–2 Nov.: 812-817.
YASUADA J. (1951) - Some ecological notes on the cuttlefish, *Sepia esculenta*. *Nippon Suisan Gakkaishi*, **16**: 350-356.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 170-179

S. Casellato, S. Masciadri, L. Masiero, G. Campi

Dipartimento di Biologia, Università di Padova, Via G. Colombo, 3 - 35121 Padova, Italia.

IMPATTO DELLA PESCA CON DRAGHE IDRAULICHE SULLA COMUNITÀ BENTONICA DELLA FASCIA COSTIERA ALTO-ADRIATICA

IMPACT OF THE HYDRAULIC DREDGE ON THE BENTHIC COMMUNITY OF THE NORTHWESTERN ADRIATIC COASTS

Abstract

Benthic populations of the North Western Adriatic coast were studied in 8 stations located along two different transects perpendicular to the coastline, in two localities, Iesolo and Lido, from June 1999 to October 2000. The physical damage on benthic invertebrates, due to the clam fishing activity with the hydraulic dredge was detected. The presence of damaged organisms has been quantified: among the main taxa, soft-bodied polychaetes appear to be the group most affected by dredging, more than Crustaceans and Molluscs. Different features of sediment in addition to the size of organisms (the smallest were less damaged than the largest ones) are particularly effective in determining damage level.

Key-words: *clam fishery, hydraulic dredge, benthic community, Northwestern Adriatic Sea.*

Introduzione

La pesca delle vongole (*Chamelea gallina*) nell'Adriatico rappresenta una risorsa economicamente importante, poiché ogni anno ne vengono pescate, lavorate e messe in commercio oltre 100.000 tonnellate (Froglia, 1989). Fino agli anni '60 l'efficienza della pesca era limitata dal fatto che venivano utilizzati rastrelli a mano trascinati da barche. L'introduzione delle prime draghe idrauliche (turbosoffianti), alla fine degli anni '60, favorì una riduzione dello sforzo umano e una maggior efficienza di pesca, scoraggiando definitivamente l'uso dei metodi tradizionali. Le imbarcazioni che a metà degli anni '70 si erano attrezzate con la draga idraulica erano circa il 38%, oggi sono la quasi totalità. Come naturale conseguenza, in alcune zone dell'Adriatico lo sforzo di pesca è risultato sproporzionato rispetto alla potenzialità biologica delle risorse e, cosa ancora più preoccupante, gli effetti di questi sistemi di pesca si ripercuotono pesantemente sulle comunità vegetali e animali dei fondali. L'obbiettivo di questo nostro studio, inserito in un programma dell'Unione Europea è stato quello di raccogliere dati sugli effetti provocati dalle draghe idrauliche sulla fauna macrozoobentonica, seguendone le modificazioni durante l'anno e a breve termine, in seguito ad esperimenti che volevano simulare il sovrasfruttamento di una zona "campione" nell'area del Lido.

Materiali e metodi

L'area dell'Alto Adriatico da noi esplorata è compresa nella fascia "infralitorale" (Pérès e Picard, 1964) ed è, per l'esattezza, quella zona identificata da Vatova (1940) come "prelagunare" che dalla costa veneta si spinge fino a

poco più di un miglio e mezzo al largo, con profondità che variano tra i 3 e i 12 m. Fra le biocenosi caratterizzanti quest'area, la più rappresentativa è quella a *Chamelea gallina* ± *Owenia fusiformis*. Il sedimento è prevalentemente rappresentato da sabbie fini ben calibrate (SFBC).

In corrispondenza di tale zona in due località contraddistinte come Lido e Jesolo sono stati individuati due transetti, orientati dalla costa al largo per una lunghezza massima di due chilometri, grosso modo nella fascia di fondali sfruttata dalla pesca delle turbosoffianti (3-10 m), lungo i quali sono state fissate quattro stazioni di campionamento, corrispondenti alle profondità progressive di 3, 5, 8 e 10 m (Fig. 1).

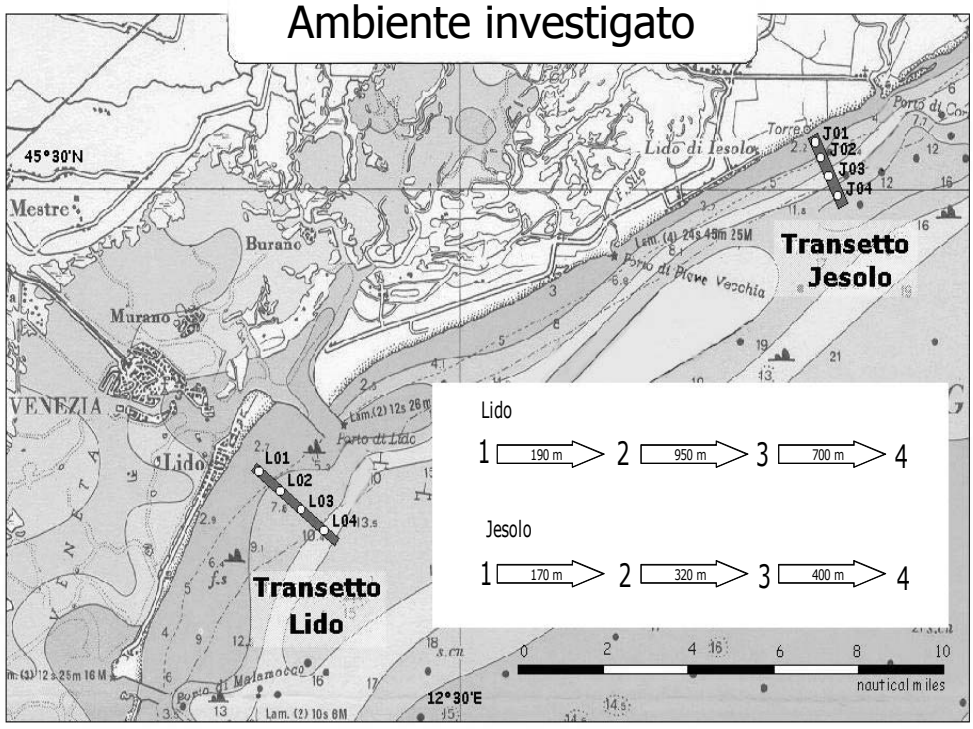


Fig. 1 - Localizzazione dei transetti nella fascia costiera tra Lido e Jesolo, con l'indicazione delle stazioni e la distanza tra loro.
Station map indicating the two transects explored in the coast between Lido and Jesolo and the distance among the stations.

Nel periodo compreso fra giugno 1999 e ottobre 2000 sono state effettuate 6 campagne stagionali di raccolte di macrozoobenthos utilizzando due differenti metodi di campionamento: bennate con benna Van Veen, (con una superficie di campionamento di 0.347 m^2 per 5 replicati) e mediante c*over*, vale a dire raccolte fatte con reti applicate alla bocca della draga idraulica durante un passaggio di pesca nella striscia corrispondente grosso modo alla stazione 2 di ogni transetto. La superficie così dragata, sia con alta (3 atm.) che con bassa pressione (1 atm.), è stata di 26 m^2 a Jesolo e 38 m^2 al Lido.

Nel solo campionamento di agosto 2000, per valutare gli effetti a breve termine del sistema di pesca commerciale utilizzato, sono state raccolte mediante box-corers (con superficie di campionamento di 76.94 cm^2), in immersione, carote di sedimento (con 3 replicati), prima del passaggio della draga idraulica e dopo, sia sul solco lasciato dalla dragata, che sul bordo del medesimo. Per mezzo di una sonda multiparametrica sono state rilevate *in situ* la temperatura, la salinità, l'ossigenazione e la quantità di clorofilla dell'acqua a contatto con i sedimenti. Infine sono stati raccolti campioni di sedimento per le analisi granulometriche (Buchanan, 1984) e il contenuto percentuale di sostanza organica (Gaudette *et al.,* 1974).

La comunità bentonica è stata studiata nella sua composizione specifica e nella struttura. Sono state seguite le variazioni stagionali in termini di densità di popolazione e di biomassa (misurata come peso secco a 110°C) di tutte le specie di Policheti (45), Molluschi (35) Crostacei (36). L'utilizzo dell'indice di diversità di Shannon e di tecniche di analisi multivariata, utilizzando l'indice di Similarità di Bray e Curtis (1957), con il programma PRIMER ci ha consentito di elaborare i dati in nostro possesso e operare confronti tra le diverse zone esplorate.

Gli effetti a breve termine del danneggiamento fisico provocato dal passaggio della draga idraulica sulle diverse componenti bentoniche è stato definito individuando tre gradi di danneggiamento per Crostacei e Policheti e due per i Molluschi: nel primo rientrano gli individui integri, nel secondo quegli individui che presentano un grado di danneggiamento limitato, come la perdita di qualche arto nei Crostacei o la parte posteriore del corpo nei Policheti o lievi rotture delle valve nei Molluschi, sempre, comunque riconoscibili, mentre nell'ultimo grado rientrano tutti gli individui seriamente danneggiati.

Risultati

Le temperature dell'acqua a contatto con i sedimenti variano durante l'anno nelle due zone esplorate tra 6.9 e 25.9°C, con piccole differenze tra le due. La salinità ha valori che variano tra 24.6 e 38.3‰, con un gradiente in aumento dalla costa al largo. L'ossigeno disciolto ha i suoi minimi in ottobre con 5.04 mg/l al Lido e 5.16 a Jesolo; i massimi si registrano in maggio con 9.16 al lido e 7.27 a Jesolo. La concentrazione di clorofilla varia da 1.1 a 26.9 µg/l al Lido, e da 5.3 a 12.8 µg/l a Jesolo.

Per quanto riguarda la granulometria dei sedimenti, risulta evidente una differenza per le prime due stazioni dei due transetti (Fig. 2). Al Lido, infatti, in queste due stazioni più vicine alla costa prevale la componente della sabbia media, mentre a Jesolo su fondali con profondità simile a quelle del Lido, i sedimenti risultano complessivamente più fini. Nelle stazioni più esterne di entrambi i transetti, ad ogni modo, il sedimento, pur restando prevalentemente sabbioso, aumenta significativamente la sua parte siltosa.

La percentuale di sostanza organica nei sedimenti, a Jesolo è maggiore rispetto a Lido (Fig. 3) In entrambi i casi, comunque, si riscontra un gradiente in aumento, procedendo dalla costa al largo. Gli elevati intervalli di variazione, nella stazione 3 di Iesolo e nelle stazioni 1 e 2 del Lido sono indicativi di una notevole variabilità stagionale.

La comunità bentonica è prevalentemente costituita da Policheti, Crostacei e Molluschi.

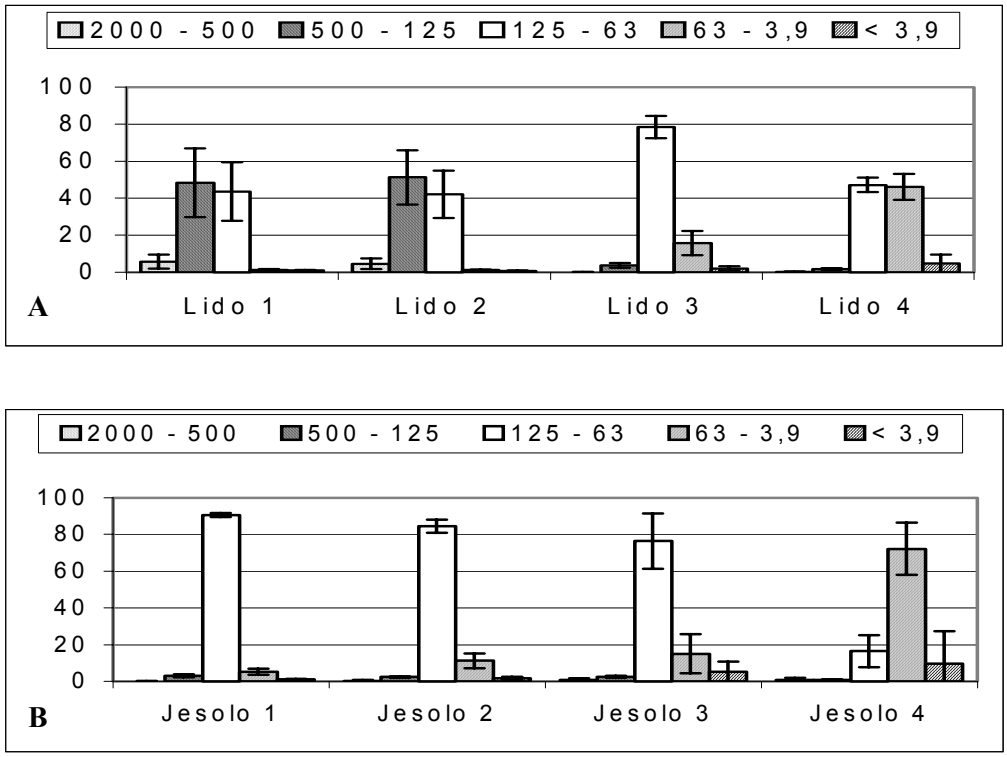


Fig. 2 - Composizione granulometrica media dei sedimenti, transetto di Lido: A; transetto di Jesolo: B.

Mean grain size sediment, Lido transect: A, Jesolo transect: B.

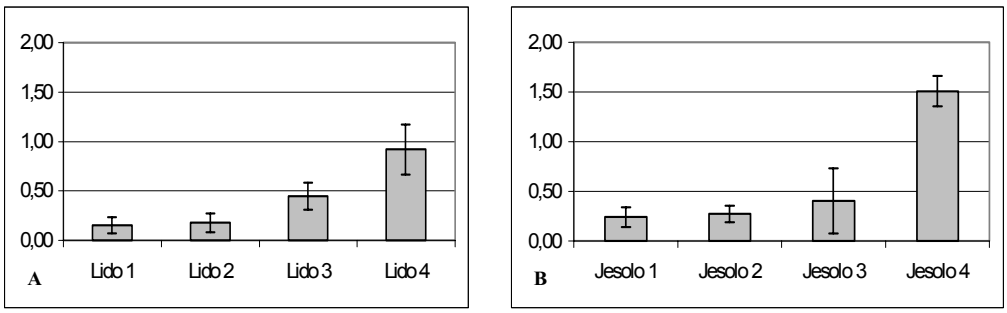


Fig. 3 - Contenuto medio percentuale di sostanza organica presente nei sedimenti a Lido: A e a Jesolo: B.

Mean % sediment organic matter content at Lido: A and at Jesolo: B.

La stazione più ricca di specie e con valori di biomassa totale più elevata risulta in entrambi i transetti la stazione 3, su un fondale di ca. 8 m con un

sedimento sabbioso-fangoso, quello stesso sedimento che già Vatova (1948) aveva indicato come il più ricco rispetto a quelli o solo sabbiosi o solo limosi (Figg. 4 e 5).

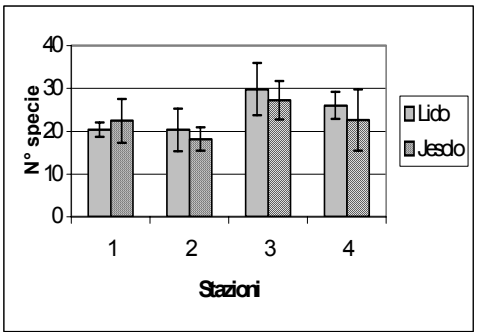


Fig. 4 - Numero medio si specie nelle stazioni lungo i due transetti esplorati.
Mean richness in each station of the two explored transects.

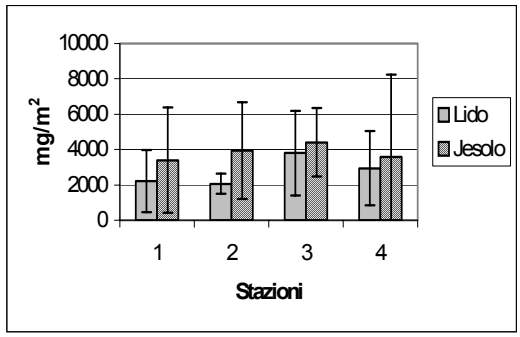


Fig. 5 - Valori medi della biomassa totale degli invertebrati nelle diverse stazioni dei due transetti.
Mean values of the invertebrates biomass in each station of the two transect.

I Policheti costituiscono quasi sempre il gruppo più rappresentato, sia come numero di specie (Fig. 6 A e B)che come densità di popolazione (Fig. 7 A e B). Non si può dire altrettanto per la biomassa (Fig. 8 A e B), poiché sono i Molluschi in certi periodi dell'anno (giugno-luglio) ad avere i valori più elevati, data la loro maggior taglia individuale (Figg. 6, 7 e 8). Analizzando l'andamento stagionale delle tre componenti, si riscontrano differenze fra i due transetti: per i Policheti si osserva un picco a Lido a giugno, mentre a Jesolo la loro massima densità si registra a febbraio; i Crostacei sono più abbondanti a luglio a Jesolo, e a maggio al Lido.

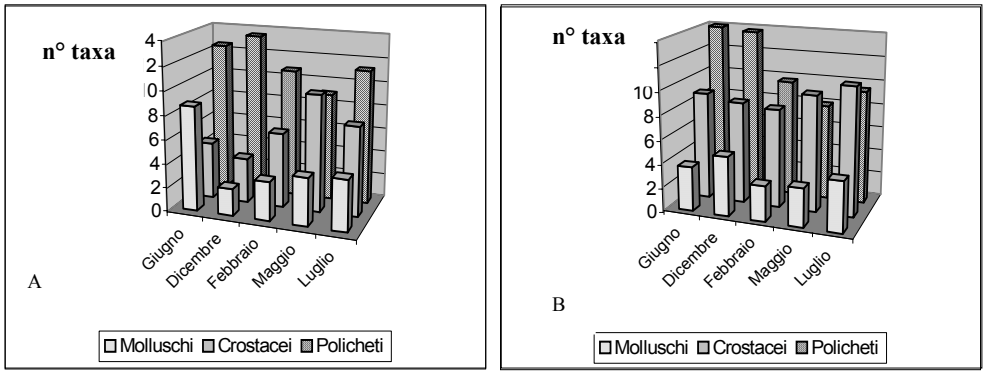


Fig. 6 - Variazione stagionale del n° di taxa per ogni gruppo faunistico a Lido: A; a Jesolo: B.
Seasonal variation of richness for each faunistic group Lido: A; Jesolo: B.

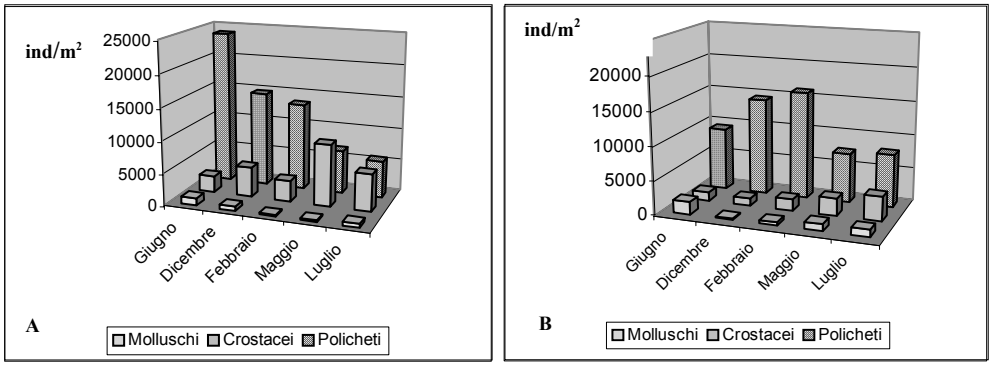


Fig. 7 - Variazione stagionale della densità di popolazione per ogni gruppo faunistico a Lido: A; a Jesolo: B.
Seasonal variation of population density for each faunistic group Lido: A; Jesolo: B.

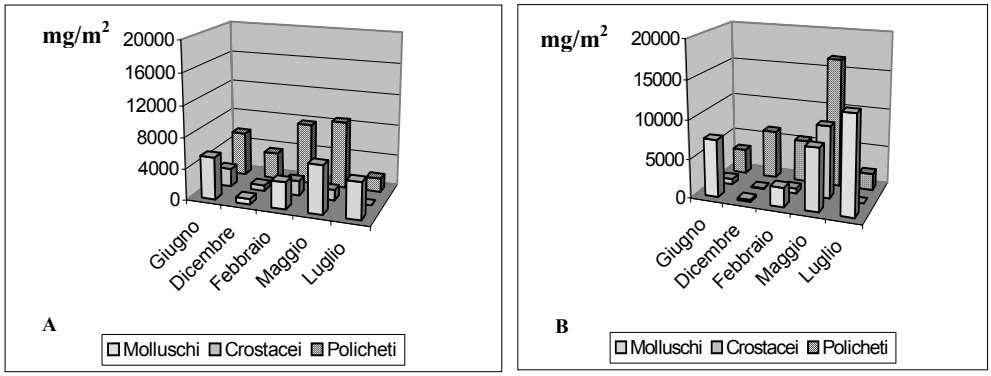


Fig. 8 - Variazione stagionale della biomassa (peso secco) per ogni gruppo faunistico a Lido: A; a Jesolo: B.
Seasonal variation of biomass (dry weight) for each faunistic group Lido: A; Jesolo: B.

I valori dell'indice di Shannon, calcolati per l'intera comunità, oscillano per Lido fra 0,74 e 1,51, mentre per Jesolo fra 0,76 e 1,59 e mediamente non mostrano grandi differenze spazio-temporali (Fig. 9). Il dendrogramma di similarità (Fig. 10) fa chiaramente individuare due gruppi di stazioni: nel primo gruppo sono comprese le prime due stazioni di entrambi i transetti alle quali si associa la stazione 3 del Lido, che si differenzia, quindi, dalla stazione 3 di Jesolo, quest'ultima riunita con le stazioni più esterne di entrambe le località .

Confrontando tra di loro i risultati delle bennate con quelle dei cover si è potuto constatare che sono i Policheti gli invertebrati che risentono maggiormente dell'impatto della pesca ,sia ad alta che a bassa pressione. I Crostacei e i Molluschi risultano complessivamente meno danneggiati. Il danno fisico che

Policheti e Crostacei, raccolti con il *cover,* subiscono dal sistema di pesca commerciale risulta più elevato nella località del Lido rispetto a Jesolo (Tab. 1).

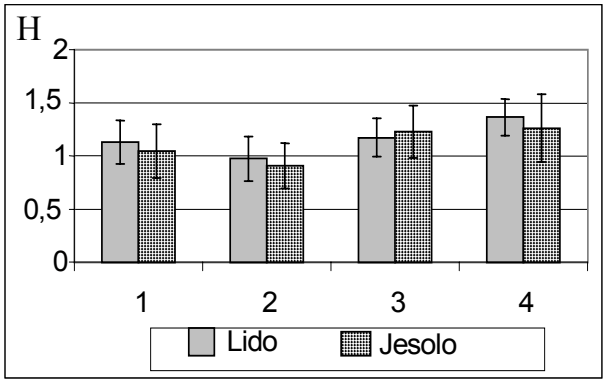


Fig. 9 - Valori medi dell'Indice di Shannon nelle diverse stazioni dei due transetti.

Mean values of Shannon Index in each station of the two transects.

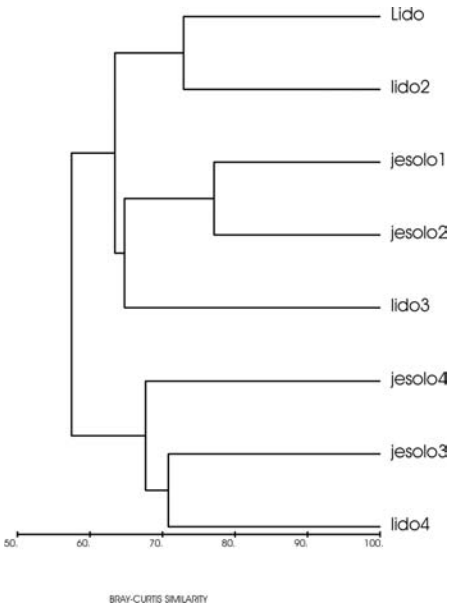


Fig. 10 - Similarità tra tutte le stazioni dei due transetti sulla base dei dati faunistici.

Similarity among stations on the basis of faunistic data.

Una conferma della maggior vulnerabilità dei Policheti ci viene data anche dai risultati relativi ai carotaggi raccolti in immersione, prima e dopo il passaggio della draga idraulica, dentro il solco della dragata e sulla "gengiva" di detto solco. Le differenze che si individuano tra il "prima e il "dopo" riguardano soprattutto le densità degli individui all'interno dei vari gruppi: i Policheti si riducono del 50%, i Crostacei del 24% e i Molluschi del 14%. Il numero

delle specie diminuisce di poco per i Policheti, si riduce del 23% ca. per i Crostacei e del 50% per i Molluschi. Tra gli individui rimasti nel solco dopo il passaggio della draga il 51% dei Policheti e il 17% dei Crostacei risultano danneggiati. Pressochè invariata la situazione sulla gengiva del solco dopo la strisciata. Nessun danno si rileva per i Molluschi, che però sono presenti con poche specie e pochi individui (Fig. 11).

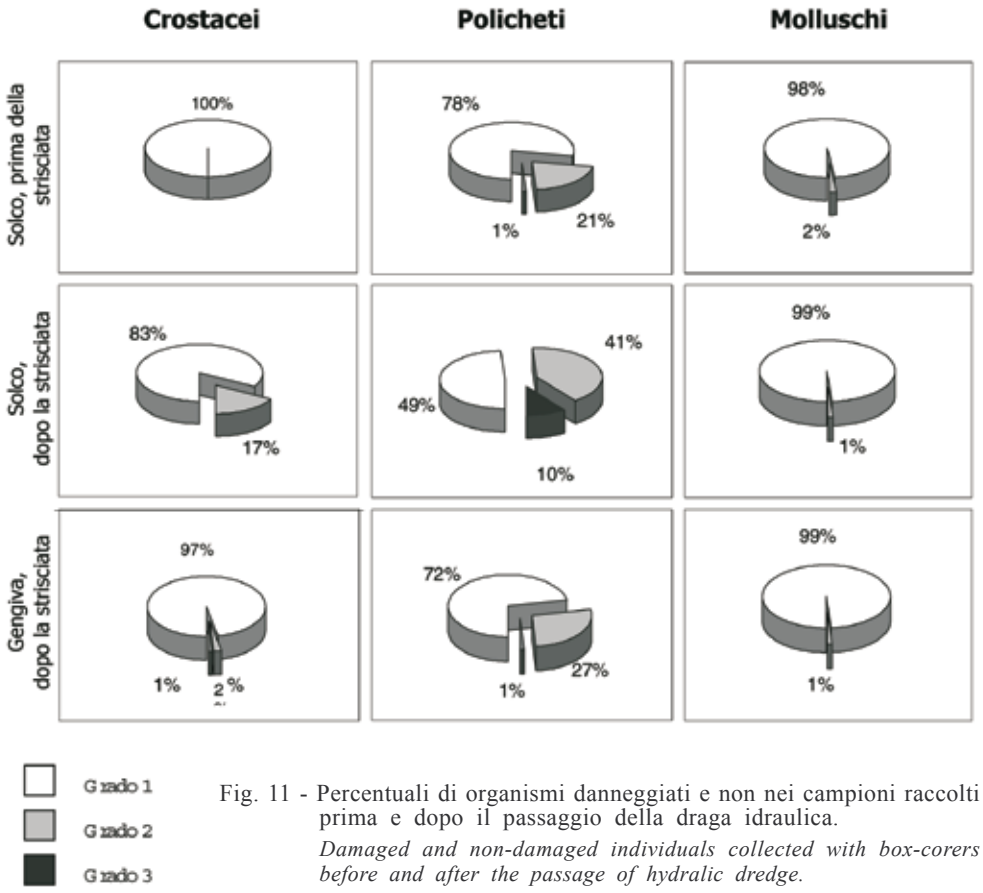


Fig. 11 - Percentuali di organismi danneggiati e non nei campioni raccolti prima e dopo il passaggio della draga idraulica.
Damaged and non-damaged individuals collected with box-corers before and after the passage of hydralic dredge.

Tab. 1 - Percentuale di organismi danneggiati per ogni componente faunistica nelle due zone dragate.
Percentage of damaged individuals for each faunistic group in the two dredged areas.

	POLICHETI	CROSTACEI	MOLLUSCHI
LIDO			
Bassa pressione	57%	33%	1%
Alta pressione	68%	45%	2%
JESOLO			
Bassa pressione	28%	15%	1%
Alta pressione	38%	15%	1%

Discussione e conclusioni

I dati che abbiamo raccolto nei 16 mesi della nostra ricerca ci consentono di fare delle considerazioni sugli effetti a breve termine che si realizzano sulla comuntà di macroinvertebrati bentonici in conseguenza del sistema di pesca adottato.

Il confronto tra le bennate e i *cover*, ci hanno consentito di valutare questo danno. I Policheti nel loro complesso sono il gruppo più danneggiato rispetto a Crostacei e Molluschi. Questo si spiega ovviamente con il fatto che questi anellidi, quando non sono protetti da tubi spessi, sono più vulnerabili. Ma è anche vero che risultano determinanti per gli effetti registrati la taglia individuale delle differenti specie: quanto più sono piccole tanto minore è il danno e non ultimo la diversa granulometria del sedimento in cui vivono. E' evidente, confrontando tra loro i dati dei *cover* di Iesolo con quelli del Lido, che in questa seconda località la percentuale di individui danneggiati è di gran lunga superiore a quella che si osserva per la località di Jesolo, sia a bassa che ad alta pressione di pesca. Considerando che il sedimento del Lido risulta, soprattutto in corrispondenza della stazione 2, dove è stata trascinata la draga idraulica con il *cover*, più grossolano rispetto a quello di Jesolo, abbiamo ragione di credere che sedimenti più grossi possano realizzare un effetto abrasivo, sinergico con quello meccanico della pressione idraulica.

Più difficile è valutare gli effetti a lungo termine. Decenni di pesca hanno sicuramente portato modificazioni ai popolamenti bentonici della fascia costiera da noi esplorata e, anche se le zoocenosi tipiche segnalate negli anni '30-'40 da Vatova sembrano essere rimaste invariate (Scardi *et al*., 1997), ad un esame più dettagliato, relativo alla presenza quantitativa delle singole specie della comunità, possono risaltare differenze consistenti. È vero, però, che se un confronto con i dati pregressi si deve fare, è assolutamente necessario che tale confronto sia fatto correttamente, in altre parole, confrontando realtà spazio-temporali sovrapponibili.

In questi ultimi anni numerosi sono stati gli studi sui popolamenti bentonici del Mar Adriatico (Orel *et al*., 1987; Orel *et al.,* 1989; Albertelli *et al*., 1998), ma le località esplorate e le profondità dei fondali spesso non sono gli stessi. Per quanto riguarda la nostra ricerca, ancor oggi a più di 50 anni di distanza, gli unici dati che potrebbero essere confrontabili rimangono quelli di Vatova, relativi a quella fascia "prelagunare" con fondali da 3 a 12 m (Vatova, 1940). Tuttavia i dati del Vatova sono lacunosi per quanto riguarda le metodologie di raccolta e ancor di più per quelle del *sorting*. Maglie di diversa dimensione nel setacciamento sono di basilare importanza nei risultati. Guardando attentamente le sue liste faunistiche risulta evidente che manca tutta quella componente "piccola", gli Spionidi tra i Policheti e i Copepodi e gli Anfipodi tra i Crostacei, che nelle nostre raccolte rappresentano le componenti più abbondanti (70% i primi e 70-90% i secondi). Tutto ciò rende piuttosto azzardata ogni considerazione definitiva, anche se, fatte le debite normalizzazioni nel confronto, risulta evidente una diminuzione della biomassa e della *richness* soprattutto per i Policheti, che sono, come abbiamo visto dai dati relativi agli effetti a breve termine, quelli più danneggiati dell'intera comunità.

Summary

The data collected in a 16 months study on the benthic fauna of the infralitoral coast in the North-western Adriatic Sea, where clam fishing has been intensively done in the last decades, with

hydraulic dredges, allow us to quantify the damage for the three main faunistic groups of Polychaetes, Crustaceans and Molluscs. Comparison between the Van Veen samples with those collected, in the same areas, by applying to the mouth of the hydraulic dredge a double net (*cover*) and box corers collected by divers, before and after fishing activity, allow us to assess the damage in term of species and density reduction and percentage of damaged individuals. From a comparison with the Vatova's data set of 50 years ago, a clearcut reduction of biomass can be observed, particularly for Polychaetes.

Ringraziamenti

Ringraziamo i Dr. F. Boldrin e F. Bianchi dell'Istituto di Biologia Marina del CNR di Venezia, per la collaborazione nei prelievi e per averci fornito i dati idrologici.

Bibliografia

ALBERTELLI G., BEDULLI D., CATTANEO-VIETTI R., CHIANTORE M., GIACOBBE S., JERACE S., LEONARDI M., PRIANO F., SCHIAPARELLI S., SPANO' N. (1998) - Trophic features of benthic communities in the Northern Adriatic Sea. *Biol. Mar. Medit*., **5** (1): 136-143.

BRAY J.B., CURTIS J.T. (1957) - An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. Ecol. Monograph., **27**: 325-349.

BUCHANAN J.B. (1984) - Sediment analysis. In: Holme N., D. Mc Intyre (ed), *Methods for the study of Marine Benthos,* Blackwell Sc. Pub., Oxford: 41-65.

FROGLIA C. (1989) - Clam fisheries with hydraulic dredges in the Adriatic Sea. In: J. Wiley (ed), *Marine Invertebrate Fisheries*, New York: 507-524.

GAUDETTE H.E., WILSON R.F., TONER L., FOLGER D.V. (1974) - An inexpensive titration method for determination of organic carbon in recent sediments. *J. Sed. Petr.,* **44**: 149-253.

OREL G., MAROCCO R., VIO E., DEL PIERO D., DELLA SETA G. (1987) - Sedimenti e biocenosi bentiche tra la foce del Po ed il Golfo di Trieste (Alto Adriatico). *Bull. Ecol*., **18** (2): 229-241.

OREL G., VIO E., DEL PIERO D. (1989) - Considerazioni preliminari sui popolamenti bentonici dell'Alto Adriatico studiati durante le crociere ASCOP. *Boll. Ocean. Teor. Appl.*: 193-197.

PERÈS J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau manuel de benthique de la Mer Méditerranée. *Rec. St. Mar. Endoume,* **31** (47): 3-17.

SCARDI M., DI DATO P., CREMA R., FRESI E., OREL G. (1997) - Analisi preliminare dei dati sulle comunità macrozoobentoniche dell'Alto Adriatico: dagli anni '30 ai giorni nostri. *Workshop PRISMA2, Bologna 4-5 Giugno.*

VATOVA A. (1940) - Le zoocenosi della Laguna Veneta. *Nova Thalassia,* **3**: 1-28.

VATOVA A. (1947) - Caratteri della fauna bentica dell'Alto Adriatico e zoocenosi cui dà origine. *Publ. St. Zool. Napoli,* **21**: 51-57.

VATOVA A. (1948) - Ricerche sulla fauna bentonica e loro importanza per la pesca. *La Ricerca Scientifica,* **8-9**: 975-980.

VATOVA A. (1949) - La fauna bentonica dell'Alto e Medio Adriatico. *Nova Thalassia,* **1** (3): 1-110.

VATOVA A. (1966) - La fauna bentonica della costa occidentale dell'Alto Adriatico. *Arch. Oceanogr. Limnol*., **15**: 159-167.

Ricerca finanziata dalla Comunità Europea. Programma EC FAIR-CT98-4465: "Evaluation and Improvement of shellfish dredge design and fishing efforts in relation to technical conservation measures and environmental impact".

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 180-190

C. Ceschia, G. Orel, R. Treleani, E. De Giorgio, R. Zamboni

Dipartimento di Biologia, Università di Trieste, Via Weiss, 2 - 34127 Trieste, Italia.

OSSERVAZIONI SULLE COMUNITÁ BENTONICHE DEL DOSSO DI SANTA CROCE (GOLFO DI TRIESTE, ADRIATICO SETTENTRIONALE)

OBSERVATIONS ABOUT BENTHIC COMMUNITIES ON THE SANTA CROCE SEABED BULGE

Abstract

Ridge of S. Croce is a macrophological bulge in the Gulf of Trieste and it is composed of loose material. The schoals emerge from the surrounding floor for about 4 meters, to a depth of 11.9 m. Its benthic communities were surveyed to verify the suitability of the site for setting up an artificial reef. Despite its limited surface area, the specific composition of the benthic community is differentiated with respect to the areas immediately surrounding it and appears to be associated above all with the texture of the sediment. Once the system of artificial structures has been set up and adequate maturation is reached, it is possible that the benthic community of the soft bottom of the site will evolve in a climecic fashion toward a bionomic layout smilar to the one surrounding the "tegnue", the "trezze" or the other natural outcrops of the Upper Adriatic. this possibility nevertheless counter the risk that faces and pseudofaces produced by filterers will induce an edaphic evolution similar to what has occurred near the mussel farms in the Gulf of Trieste.

Key-words*: Adriatic Sea, zoobenthos, benthic environment, artificial reefs, seafloor sampling.*

Introduzione

Nel Golfo di Trieste l'eccesso di sedimentazione rappresenta un ostacolo alla colonizzazione delle barriere artificiali secondo le vie sperimentate per il Medio Adriatico (Bombace, 1979). Per tale motivo, in via preliminare all'allestimento di una barriera è necessario verificare la presenza di un idrodinamismo sufficiente a evitare o limitare la deposizione di veli sedimentari troppo consistenti sulle superfici immerse (Orel, 1988; Ceschia *et al*., 1996). Come si sa, le secche ed i dossi sono generalmente percorsi da correnti che li mantengono liberi da eccessi di materiali fini anche in comparti ambientali relativamente calmi come il Golfo di Trieste. Il dosso esaminato è un rilievo di materiale incoerente, dalla forma approssimativamente triangolare posto sulla congiungente Punta Sdobba Punta Sottile (45° 42'02" N, 13°37'24"E). Esso raggiunge gli 11 metri di profondità ed è circondato da fondali di pelite sabbiosa di profondità oscillante fra i 16 e i 17 m (Fig. 1). Lo studio prende in considerazione le comunità bentoniche presenti sull'alto morfologico per accertare se esse presentino aspetti significativamente diversi da quelli delle zone circostanti e se siano compatibili con l'allestimento di una barriera, senza incorrere negli inconvenienti appena illustrati.

Materiali e metodi

Nell'ottobre 1994 sono state studiate 25 stazioni di fondo poste sulle pendici del rilievo (dalla stazione D1 alla D10), alla sua base (dalla stazione D10 alla D20) e nell'area immediatamente circostante (dalla stazione D20 alla D25). Su

ogni stazione (Fig. 1) è stato pianificato il prelievo di 5 unità di campionamento tramite una benna Van Veen da 0,1 m^2. La distribuzione dei punti è stata scelta sulla base delle indicazioni batimetriche e sedimentologiche presenti in letteratura (Montesanti e De Muro, 1994), cercando di dare un'adeguata rappresentanza all'intera gamma delle diverse situazioni bentoniche presenti. Il materiale raccolto è stato lavato su un setaccio a maglie di 1 mm per eliminare la frazione di granulometria più fine. Pur operando su una stessa superficie teorica, a causa dell'estrema eterogeneità della struttura tessiturale delle diverse stazioni, le bennate hanno messo in evidenza una differente penetrazione nel sedimento del campionatore in dipendenza della percentuale di materiali grossolani misti alla matrice pelitico-sabbiosa (Fig. 2). Mentre sui fondali sommitali caratterizzati da più del 25% in volume di detriti organogeni ascrivibili per lo più alla classe granulometrica delle ghiaie, i volumi prelevati sono risultati direttamente paragonabili, per valori inferiori di trattenuto grossolano, associabili per lo più a stazioni profonde, la tessitura dei sedimenti ha condizionato l'efficienza dello strumento consentendo la raccolta di volumi maggiori via via che la frazione grossolana diminuiva. A causa dei problemi indotti da questo fattore per la stazione D2, ai fini della ricerca, sono risultate utilizzabili solo 4 bennate su 5 mentre per la stazione D1 è stato necessario prelevare 6 bennate. Per sopperire alla disomogeneità di volumi campionati sono state preferite metodiche di analisi dei dati di tipo qualitativo.

Inizialmente è stato analizzato l'effetto della profondità e del substrato sulla composizione delle comunità presenti.

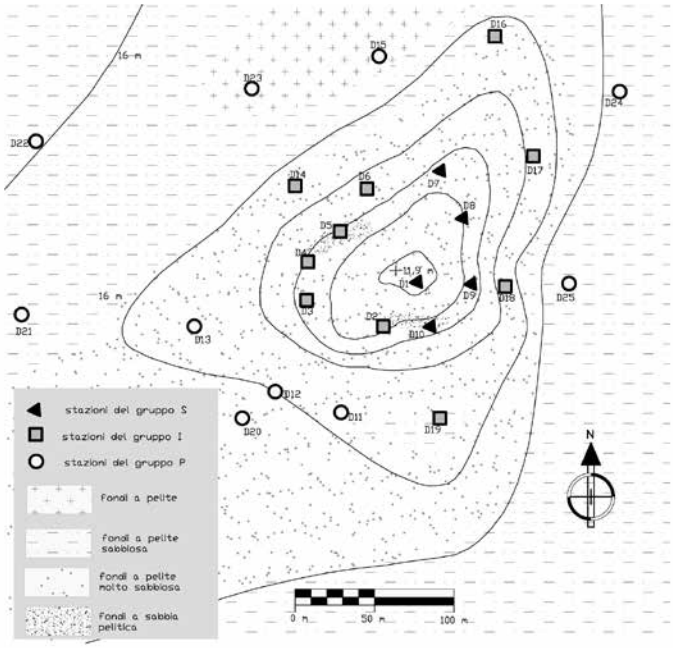


Fig. 1 - Carta batimetrica del Dosso di Santa Croce con indicazione dei tipi tessiturali di sedimento e delle stazioni di campionamento.

Bathymetric chart of the ridge of Santa Croce with sediment description and position of the sampling stations.

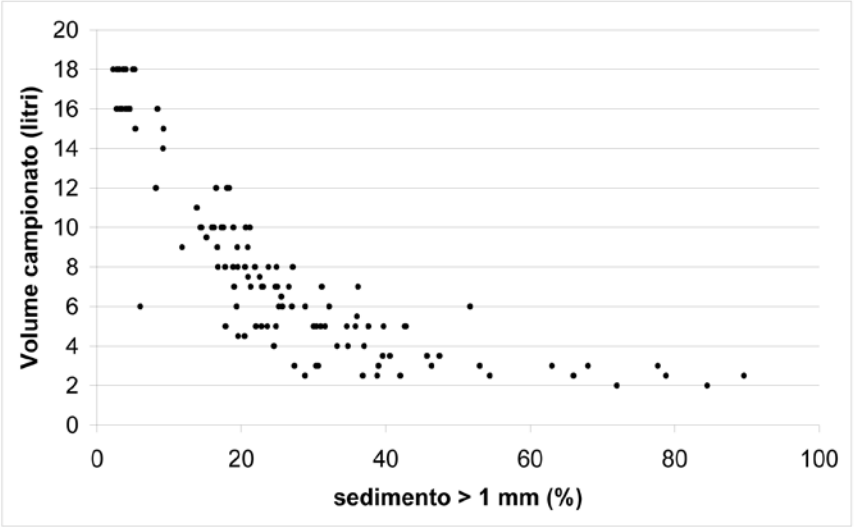


Fig. 2 - Grafico rappresentante la relazione fra grado di penetrazione della benna Van Veen nel sedimento e le sue caratteristiche tessiturali.
Chart about the relation between the Van Veen grab penetration and the coarse part of the sediment.

Attraverso tecniche di analisi statistica multivariata è stato indagato l'intero set di dati disponibili per ognuno dei principali taxa cui potevano essere ricondotti gli individui determinati a livello di specie (gasteropodi, bivalvi, policheti ed echinodermi). Sui dati di presenza/assenza relativi a questi quattro taxa è stato calcolato l'indice di Jaccard fra le stazioni. I valori di somiglianza, dopo essere stati trasformati in distanze, sono stati utilizzati per classificare le 25 stazioni con il metodo del legame completo. I raggruppamenti risultanti sono stati utilizzati per strutturare dei confronti di dati di profondità fra gruppi di stazioni a composizione omogenea tramite metodi statistici non parametrici.

Successivamente è stato accertato se, rispetto ai fondali circostanti, la diversità della struttura sedimentaria del rilievo fosse abbastanza importante da trovare riscontro nella composizione specifica delle comunità bentoniche. A tale scopo è stata analizzata la distribuzione nell'area esaminata delle specie riportate in letteratura (Picard, 1965; Febvre-Chevalier, 1969; Picard, 1972) come indicatrici di ghiaie e sabbie (sabulicole strette), di fanghi (strette e tolleranti) e di instabilità. Fra le stazioni è stato calcolato l'indice di somiglianza di Jaccard, poi trasformato in distanza, originando poi una classificazione con il metodo del legame completo.

I risultati della valutazione dell'effetto della profondità e della struttura sedimentaria sulla componente qualitativa delle associazioni macrobentoniche presenti sono stati utilizzati per definire i limiti spaziali della comunità caratterizzante il Dosso. Le aree così contraddistinte sono poi descritte e valutate in termini di diversità e di bionomia esaminando anche la presenza di eventuali specie discriminanti la comunità del Dosso rispetto quelle dei fondi circostanti.

Risultati

Nelle classificazioni delle stazioni effettuate in base ai dati binari relativi ai 4 principali taxa (gasteropodi, bivalvi, policheti ed echinodermi), dopo aver operato opportuni tagli che identificassero sui dendrogrammi 3 o 4 distinti gruppi di stazioni è stato possibile evidenziare una relazione fra i gruppi stessi e le diverse elevazioni del rilievo. Il confronto dei valori di profondità fra i gruppi di stazioni, condotto tramite il test non parametrico di Kruskall Wallis, ha evidenziato differenze significative nel caso dei bivalvi ($H = 13.258$, $gdl = 2$, $P = 0.0013$) e degli echinodermi ($H = 8.682$, $gdl = 3$, $P = 0.0338$) o altamente significative nel caso dei policheti ($H = 17.599$, $gdl = 2$, $P < 0.001$) e dei gasteropodi ($H = 18.487$, $gdl = 2$, $P < 0.001$). Le classificazioni hanno inoltre evidenziato una analoga composizione delle comunità delle stazioni sommitali numerate da D1 a D10 ad eccezione della stazione D6 (bivalvi, policheti, echinodermi) e D8 (bivalvi) che vengono piuttosto raggruppate insieme a stazioni più profonde. L'analisi qualitativa dei taxa mostra pertanto un buon potere di discriminazione fra le comunità del dosso e quelle dei fondi circostanti, nonostante l'esigua superficie dell'area.

Fra le specie rinvenute nell'area sono state individuate quelle indicatrici di ghiaie e sabbie, di fanghi e di instabilità (Tab. 1). Il dendrogramma risultante dalla classificazione effettuata sulla sottomatrice (Fig. 3) ha evidenziato 3 principali gruppi di stazioni, che per la loro posizione rispetto al rilievo possono essere identificate come sommitali (Gruppo S: D1, D7, D8, D9, 10), intermedie (Gruppo I: D2, D3, D4, D5, D6, D14, D16, D17, D18, D19) e profonde (Gruppo P: D11, D12, D13, D15, D20, D21, D22, D23, D24, D25). Analizzata con il test del chi2, tale classificazione si dimostra perfettamente compatibile ($\chi^2 = 8.341$, $gdl = 1$, $P = 0.0039$) con la risuddivisione delle stazioni poste su fondi a pelite (stazioni D15, D23) o pelite sabbiosa (stazioni D11, D19, D21, D22, D24, D25) piuttosto che a pelite molto sabbiosa (stazioni D1, D3, D4, D6, D7, D8, D9, D12, D13, D14, D16, D17, D18, D20) o sabbia pelitica (stazioni D2, D5, D10). Come ulteriore indice della tessitura del sedimento è stata utilizzata anche la percentuale media di materiali (in grande prevalenza organogeni ed in particolare costituiti da tritume di scheletri di *Cladocora cespitosa*) con grani di dimensioni maggiori a 1 mm contenuta nel materiale campionato. Il confronto effettuato tramite il test di Kruskall Wallis su questo parametro ha confermato una differenza altamente significativa ($H = 16.542$, $G.d.L. = 2$, $P < 0.001$) fra i tre gruppi di stazioni. Il successivo confronto multiplo condotto sulla base dei ranghi medi di ogni gruppo, ha evidenziato una differenza statisticamente significativa fra le stazioni profonde ($Rmedio = 6.60$) e quelle sommitali ($Rmedio = 22.60$; $P < 0.001$) o intermedie ($Rmedio = 14.60$; $P < 0.05$).

Per valutare la possibile corrispondenza fra la distribuzione specifica dei principali taxa e delle specie più sensibili alle variazioni della struttura sedimentaria è stata effettuata un'analisi dei due tipi di classificazioni. Le matrici sono state condensate unendo le stazioni intermedie alle stazioni sommitali nel caso dei bivalvi e degli echinodermi o alle stazioni profonde nel caso dei gasteropodi e policheti. Tale distinzione è stata dettata dal fatto che i primi due taxa risultano maggiormente discriminanti su sabbie o materiali più grossolani mentre i secondi su fondali fangosi. Per ognuno dei 4 confronti dei tipi di classificazione è stata compilata una tabella di contingenza che è stata analizzata con il test del chi2. In tutti i casi è stato possibile affermare che esistono

Tab. 1 - Specie indicatrici di ghiaie e sabbie, fanghi e instabilità (Picard, 1965; Febvre-Chevalier, 1969; Picard, 1972) rilevate nell'area con indicazione della proporzione relativa di stazioni di rinvenimento.

Indicator species (Gravel and sand, mud and instability) (Picard, 1965; Febvre-Chevalier, 1969; Picard, 1972) in the area and ratio between number of stations where they was found and total stations of the group (S, I or P).

		ST. S	ST. I	ST. P
Specie indicatrici di ghiaie e sabbie				
Gravel	*Laevicardium crassum* (car. SGCF)	0,0	0,2	0,1
	Gouldia minima	1,0	1,0	0,4
	Arabella geniculata	0,0	0,3	0,1
	Astropecten aranciacus (car. SGCF)	0,0	0,0	0,2
Sab. str	*Glycera convoluta* (car. SFHN)	0,2	0,0	0,1
Specie indicatrici di instabilità				
		ST. S	**ST. I**	**ST. P**
Ind. instab.	*Polinices guillemini*	0,2	0,8	0,8
	Nuculana pella	0,0	0,3	0,5
	Tellina distorta	0,0	0,0	1,0
Specie indicatrici di fanghi				
		ST. S	**ST. I**	**ST. P**
Vas. str.	*Nephtys hystricis* (car. VTC)	0,0	0,0	0,4
	Thyasira flexuosa	0,0	0,1	0,1
	Diplodonta rotundata	0,2	0,3	0,5
	Chaetozone setosa	0,0	0,3	0,4
	Maldane glebifex (car. VTC)	0,0	0,3	0,8
	Scalibregma inflatum	0,0	0,5	0,0
	Ampharete acutifrons (car. VTC)	0,4	0,9	1,0
	Trachythyone tergestina (car. VTC)	0,0	0,0	0,1
Vas. tol.	*Turritella communis* (car. VTC)	0,0	0,0	0,2
	Acanthocardia paucicostata	0,0	0,2	0,4
	Abra alba	0,2	0,1	0,4
	Glycera rouxii	0,2	1,0	1,0
	Glycera unicornis	0,4	0,7	0,8
	Marphysa bellii	0,4	0,9	0,8
	Pectinaria auricoma (car. DE)	1,0	1,0	0,9
	Terebellides stroemi	1,0	0,9	1,0
	Trachythyone elongata	0,0	0,3	0,2
	Amphiura chiajei	1,0	0,4	0,9

interrelazioni statisticamente significative fra la classificazione delle specie indicatrici e quelle condotte sui principali taxa (bivalvi χ^2=8.507, gdl=1, P=0.0035;

gasteropodi $\chi^2 = 5.367$, gdl = 1, P = 0.0205; policheti $\chi^2 = 5.367$, gdl = 1, P = 0.0035; echinodermi $\chi^2 = 4.340$, gdl = 1, P = 0.0372).

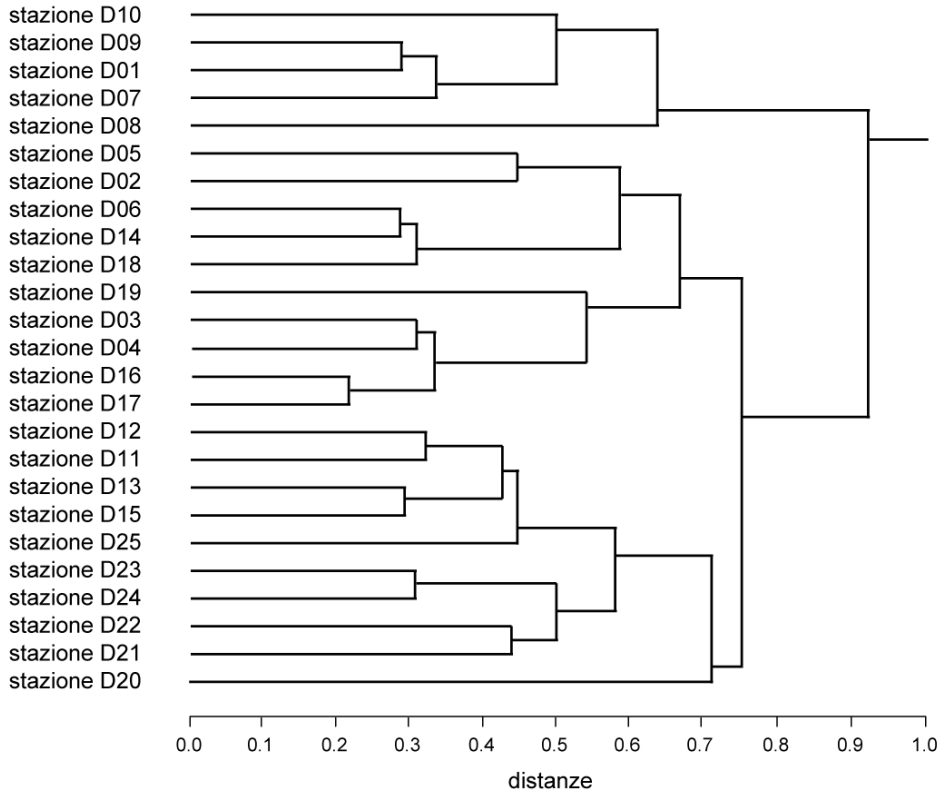


Fig. 3 - Dendrogramma relativo alla classificazione delle stazioni sulla base delle specie indicatrici di ghiaie e sabbie, fanghi e instabilità (Picard, 1965; Febvre-Chevalier, 1969; Picard, 1972).

Dendrogram from the sortine out of the stations in relation to the presence of indicator species (Gravel and sand, mud and instability) (Picard, 1965; Febvre-Chevalier, 1969; Picard, 1972).

La comunità bentonica del sito è stata successivamente caratterizzata dal punto di vista bionomico (Pérès e Picard, 1969) (Tabb. 2, 3, 4). L'assetto dei tre gruppi di stazioni (Sommitali, Intermedie, Profonde) è risultato sostanzialmente simile per composizione. Le biocenosi rappresentate nell'area possono essere riassunte in tre gruppi: biocenosi legate all'idrodinamismo (in ordine di importanza SVMC, SGCF, SFHN), biocenosi afferenti a fondali di sabbie e/o detriti (in ordine di importanza DC, SFBC, HP) e biocenosi legate ad ambienti di sedimentazione fine (in ordine di importanza VTC, DE). La biocenosi dei fanghi profondi (VP) è risultata rappresentata nell'area (stazioni D21, D23, D24) unicamente dal polichete *Brada villosa*. L'alto Adriatico registra una risalita di diverse specie che nel resto del Mediterraneo vivono in profondità, variando il

significato bionomico della loro presenza e mantenendo la valenza ecologica. Per questo motivo la presenza di *Brada villosa* non è stata considerata ai fini delle definizione bionomica del sito nonostante sia indicativo il suo ritrovamento nelle stazioni più profonde. Pur non variando sostanzialmente la composizione, si assiste ad una variazione dei rapporti fra le singole biocenosi o fra gruppi di biocenosi. Singolarmente, la biocenosi VTC mostra un graduale incremento dell'affinità percentuale procedendo dalle stazioni sommitali a quelle più profonde (Test di Spearman, $N = 25$, $rs = 0.6682$, $P < 0.001$). I tre gruppi di stazioni (S, I, P), per quanto riguarda l'affinità complessiva per le biocenosi di sedimentazione fine (VTC, DE) sono risultati significativamente diversi fra loro (Test KW, $H = 8.747$, G.d.L. $= 2$, $P < 0.05$). Il confronto multiplo delle singole coppie di gruppi di stazioni indica come significativa ($P < 0,05$) unicamente la differenza fra i gruppi di stazioni sommitali (Rmedio = 6.60; mediana = 27.73%) e profonde (Rmedio = 17.90; mediana = 41.53%). Le stazioni intermedie non presentano peculiarità specifiche ma si esprimono unicamente come tratto di mediazione.

Tab. 2 - Specie caratteristiche di biocenosi afferenti a fondali di sabbie e/o detriti (Picard, 1965; Febvre-Chevalier, 1969; Picard, 1972) rilevate nell'area con indicazione della proporzione relativa di stazioni di rinvenimento.

Species characteristic of biocoenosis bound to sandy and coarse detritic substrates (Picard, 1965; Febvre-Chevalier, 1969; Picard, 1972) in the area and ratio between number of stations where they was found and total stations of the group (S, I or P).

		ST. S	ST. I	ST. P
Biocenosi DC	*Limea loscombi*	*0,6*	*0,3*	*0,0*
	Plagiocardium papillosum	*1,0*	*0,9*	*0,9*
	Laevicardium oblongum	*0,2*	*0,0*	*0,0*
	Psammobia fervensis	*0,0*	*0,0*	*0,2*
	Pitar rudis	*1,0*	*0,9*	*1,0*
	Vermiliopsis infundibulum	*0,0*	*0,1*	*0,0*
	Paguristes eremita sin. oculatus	*1,0*	*0,9*	*0,4*
	Ophiura albida	*0,6*	*0,3*	*0,7*
	Ophiura grubei	*0,0*	*0,1*	*0,4*
	Psammechinus microtuberculatus	*1,0*	*0,7*	*0,3*
Biocenosi HP	*Psammobia depressa*	*0,0*	*0,1*	*0,5*
	Venus verrucosa	*0,4*	*0,7*	*0,0*
Biocenosi SFBC	*Acteon tornatilis*	*0,0*	*0,0*	*0,1*
	Tellimya ferruginosa	*0,0*	*0,0*	*0,1*
	Acanthocardia tuberculata	*0,0*	*0,2*	*0,3*
	Spisula subtruncata	*0,6*	*0,5*	*0,1*
	Tellina fabula	*0,4*	*0,3*	*0,2*
	Thracia papyracea	*0,0*	*0,0*	*0,1*
	Prionospio malmgreni	*0,2*	*0,2*	*0,0*
	Euclymene oerstendi	*0,0*	*0,0*	*0,1*
	Owenia fusiformis	*0,6*	*0,6*	*0,7*

Tab. 3 - Specie caratteristiche di biocenosi edafiche legate ad ambienti di sedimentazione fine (Picard, 1965; Febvre-Chevalier, 1969; Picard, 1972) rilevate nell'area con indicazione della proporzione relativa di stazioni di rinvenimento.

Species characteristic of edaphic biocoenosis bound to fine sedimentation substrates (Picard, 1965; Febvre-Chevalier, 1969; Picard, 1972) in the area and ratio between number of stations where they was found and total stations of the group (S, I or P).

		ST. S	ST. I	ST. P
Biocenosi VTC	*Turritella communis*	*0,0*	*0,0*	*0,2*
	Abra nitida	*0,4*	*0,4*	*0,3*
	Laonice cirrata	*1,0*	*0,7*	*1,0*
	Magelona alleni	*0,0*	*0,0*	*0,4*
	Poecilochaetus serpens	*0,2*	*0,5*	*0,3*
	Monticellina (Tharyx) dorsobranchialis	*0,0*	*0,1*	*0,2*
	Maldane glebifex	*0,0*	*0,3*	*0,8*
	Phyllodoce lineata	*0,6*	*0,7*	*0,7*
	Goniada maculata	*0,6*	*0,3*	*0,0*
	Eunereis longissima	*0,4*	*0,5*	*0,2*
	Nephtys hystricis	*0,0*	*0,0*	*0,4*
	Ampharete acutifrons sin grubei	*0,4*	*0,9*	*1,0*
	Trachythyone tergestina	*0,0*	*0,0*	*0,1*
Biocenosi DE	*Tellina serrata*	*0,0*	*0,1*	*0,4*
	Euclymene palermitana	*0,4*	*0,9*	*1,0*
	Pectinaria subg. Amphictene auricoma	*1,0*	*1,0*	*0,9*

Tab. 4 - Specie caratteristiche di biocenosi edafiche reofile (Picard, 1965; Febvre-Chevalier, 1969; Picard, 1972) rilevate nell'area con indicazione della proporzione relativa di stazioni di rinvenimento.

Species characteristic of rheophilous edaphic biocoenosis (Picard, 1965; Febvre-Chevalier, 1969; Picard, 1972) in the area and ratio between number of stations where they was found and total stations of the group (S, I or P).

		ST. S	ST. I	ST. P
Biocenosi SVMC	*Loripes lacteus*	*0,2*	*0,1*	*0,2*
	Paphia aurea	*1,0*	*1,0*	*1,0*
	Phylo (Aricia) foetida	*1,0*	*1,0*	*1,0*
	Petaloproctus terricolus	*0,0*	*0,2*	*0,5*
	Upogebia pusilla	*0,4*	*0,7*	*0,7*
Biocenosi SFHN	*Glycera convoluta*	*0,2*	*0,0*	*0,1*
Biocenosi SGCF	*Laevicardium crassum*	*0,0*	*0,2*	*0,1*
	Dosinia exoleta	*0,0*	*0,1*	*0,0*
	Glycera gigantea	*0,2*	*0,1*	*0,0*
	Astropecten aranciacus	*0,0*	*0,0*	*0,2*

Relativamente alla diversità specifica è stata indagata la componente di equitabilità, ossia di equidistribuzione delle specie, tramite l'indice J di Pielou (Tab. 5). Tale approccio è stato scelto in quanto il parametro in questione risulta indipendente dal numero di specie del campione e non risente quindi della disomogeneità di volumi prelevati. I tre gruppi di stazioni (S, I, P), per quanto riguarda l'equitabilità, risultano diversi fra loro in maniera altamente significativa (Test KW, $H = 16.542$, G.d.L. $= 2$, $P < 0.001$). Il confronto multiplo indica come altamente significativa ($P < 0.001$) la differenza fra i gruppi di stazioni sommitali e profonde. Le stazioni intermedie si differenziano da quelle profonde in maniera statisticamente significativa ($P < 0.05$), presentando quindi per questo aspetto maggiori affinità con le stazioni sommitali. L'equitabilità minore sulle stazioni sommitali (Rmedio = 3.40) piuttosto che sulle profonde (Rmedio = 19.40) è imputabile alla distribuzione di *Pisidia bluteli* che, mentre nelle prime raggiunge una densità media di 1773 individui/dm^2 (dev. St. = 588.87), nelle stazioni intermedie assume un valore medio pari a 592 individui/dm^2 (dev. St. = 342.88) e nelle stazioni profonde un valore pari a solo 67 individui/dm^2 (dev. St. = 41.84).

Tab. 5 - Dati relativi ai volumi di sedimento prelevati, valori di equitabilità (J) e distribuzione di *Pisidia bluteli* nelle stazioni di campionamento.
Data set about sampled sediment volume, Pielou index (J) and Pisidia bluteli *distribution.*

STAZIONI	profondità (m)	bennate (numero)	volume totale campionato (litri)	volume grani > 1.5 mm (ml)	indice di equitabilità J di Pielou	*Pisidia bluteli* (individui)
D01	11,6	6	13,5	7.060	0,417	1.474
D02	13,0	4	17,0	5.370	0,606	418
D03	13,7	5	36,0	8.470	0,625	421
D04	14,2	5	18,5	7.850	0,578	437
D05	14,3	5	28,0	9.400	0,518	525
D06	14,6	5	42,0	7.860	0,594	397
D07	13,5	5	19,5	7.435	0,547	575
D08	13,5	5	18,0	7.750	0,573	583
D09	13,6	5	21,5	7.935	0,466	1.066
D10	13,1	5	12,5	8.420	0,471	979
D11	16,0	5	49,0	7.990	0,777	18
D12	15,9	5	52,0	8.830	0,720	36
D13	15,5	5	27,0	7.570	0,765	51
D14	15,5	5	26,5	5.860	0,744	41
D15	16,3	5	72,0	5.780	0,779	38
D16	15,7	5	42,5	9.250	0,677	259
D17	15,6	5	44,0	8.200	0,661	110
D18	15,5	5	37,0	7.100	0,663	278
D19	15,8	5	27,0	8.780	0,747	72
D20	16,1	5	38,0	8.120	0,720	45
D21	16,6	5	90,0	3.870	0,761	69
D22	16,0	5	80,0	3.370	0,789	4
D23	16,1	5	90,0	2.250	0,630	10
D24	16,5	5	80,0	2.720	0,815	15
D25	16,2	5	43,0	8.050	0,726	48

Allo scopo di definire alcune specie caratterizzanti il rilievo che possano essere utilizzate in campagne di studio successive per seguire l'evoluzione del sito, sulla base delle analisi effettuate, sono state identificate come pienamente rappresentative della parte sommitale del dosso le stazioni D1, D7, D9, D10 in contrapposizione alle stazioni della circostante parte profonda D11, D12, D13, D15, D20, D21, D22, D23, D24, D25. Il criterio utilizzato per l'individuazione delle specie è che fossero presenti con almeno un individuo in ognuna delle 4 stazioni sommitali e rappresentate al più una volta nelle 10 stazioni profonde. Sono risultate caratterizzanti del dosso le specie *Gibbula magus* (gasteropodi), *Limea loscombi* (bivalvi) e *Syllis gracilis* (policheti). In contrapposizione a ciò, con criteri opposti si è potuto verificare che sulla parte sommitale del dosso non risultano presenti *Tellina distorta* (bivalvi, ind. inst.) e *Glycera rouxi* (policheti, vas. tol.). Per estendere l'elenco ad altre specie con distribuzione qualitativa paragonabile è stata effettuata una classificazione sulla base dei dati binari di presenza/assenza nelle diverse stazioni (distanza ricavata dall'indice di Jaccard, metodo del legame completo). Sono risultate raggruppate ad un buon livello di somiglianza (0.5) insieme a *Gibbula magus* e *Syllis gracilis* anche *Psammechinus microtuberculatus* (echinodermi, caratt. DC), *Prionospio cirrifera* (policheti), *Phyllodoce madeirensis* (policheti), *Sthenelais boa* (policheti, sab. tol.), *Ceratonereis costae* (policheti). Insieme a *Limea loscombi* si trovano raggruppati *Venus verrucosa* (bivalvi, caratt. HP) e *Spisula subtruncata* (bivalvi, car. SFBC).

Conclusioni

Nonostante la limitata superficie del dosso di Santa Croce, la composizione specifica delle comunità bentoniche risulta differenziata rispetto alle aree immediatamente circostanti. La diversa struttura tessiturale del sedimento trova riscontro in una variazione qualitativa sia delle specie più sensibili a tale tipo di fattore sia nell'intera struttura della comunità. Tutte le stazioni poste su fondi a pelite molto sabbiosa o sabbia pelitica presentano aspetti ecologici sensibilmente diversi da quelle delle aree circostanti, a pelite o pelite sabbiosa. Anche dal punto di vista bionomico è presente un gradiente di affinità per le biocenosi legate ad ambienti di sedimentazione fine che vede diminuire la somma della affinità percentuale per VTC, DE e VP procedendo dalle aree più esterne verso la sommità del rilievo.

Per gli aspetti esaminati, riguardanti la diversità specifica, l'impatto dell'assetto sedimentario sulla componente biotica bentonica e le possibili linee di sviluppo bionomico dell'area, i fondali posti al di sopra della batimetrica dei 14 m risultano i più idonei all'allestimento di una barriera sommersa.

È possibile che la comunità bentonica dei fondi mobili del sito, una volta completato l'allestimento del sistema di strutture artificiali e raggiunta una adeguata maturazione, evolva verso un assetto bionomico simile a quello circostante le "tegnue" o altri affioramenti rocciosi naturali dell'Alto Adriatico. Un possibile sviluppo è quindi quello suggerito dalla comparsa di specie della biocenosi del coralligeno (es. *Lumbrineris coccinea*) o dell'AP (*Paracentrotus lividus*) ed una ridistribuzione dei rapporti delle biocenosi a favore di unità climaciche. È anche verosimile però che localmente, a causa delle barriere, vengano a formarsi delle piccole aree con alterato ritmo sedimentario e si abbia una corrispondente deriva verso biocenosi legate ad ambienti di sedimentazione fine.

Summary

The Dosso of S. Croce is a seabed bulge situated three miles off the homonymous harbour. This sandbank, which is located on a shoal 16 metres deep, emerges from it until it reaches its highest point (11,9 metres) and for its nature, its geographical position and the benthos communities it represents a unique situation in the context of Gulf of Trieste inner part. The analysis of its macrobenthos ecological components has been carried out in order to come to a qualitative valuation of the shoals; this will bring to a successive preparation of submerged artificial reefs.

In order to study the benthos fauna of this structure, twenty-five stations have been singled out; they are displaced either on the sandbank or in the surrounding area. During a sampling campaign in October 1994, five subsamples of mobile lower layer have been performed in every single point by a Van Veen grab of 0,1 square meter. On the tested biotope the collected species witness fundamentally a subdivision between the superficial zone of the shoal (stations from D1 to D10) and the deeper one and surrounding areas (stations from D11 to D25).

The first one is defined above all by species of Detritico Costiero (*Gibbula magus*, *Limea loscombi* and *Paguristes oculatus*), while the second one is characterized most of all by species of "Fanghi Terrigeni Costieri" (*Laonice cirrata* and *Maldane glebifex*) and in a smaller way by species of "Sabbie Fangose di Moda Calma" (*Cerithium vulgatum* and *Petaloproctus terricola*).

The results underline the opportunity to place the structures of the artificial reef above all connected with the first zone, where a possible major hydrodynamics, which could prevent the sedimentation of fine materials on the exposed surfaces, should allow the settlement of a more various benthos population of harder lower layers.

Bibliografia

BOMBACE G. (1979) - Esperienze di creazione di barriere artificiali in Medio Adriatico (S.E. Conero-Ancona). *Atti Conv. Naz. P.F. Oceanografia e Fondi Marini*, Roma: 185-198.

CARESSA S., CESCHIA C., OREL G., TRELEANI R. (1995) - Popolamenti attuali e pregressi nel Golfo di Trieste da Punta Salvore a Punta Tagliamento (Alto Adriatico). *Rivista Marittima*, **12** (Suppl.): 160-173.

CESCHIA C., OREL G., TRELEANI R. (1996) - Epifauna dei massi di protezione di condotte sottomarine di scarico di acque depurate di Lignano, Porto Buso e Grado (Alto Adriatico) e fauna demersale delle immediate vicinanze. *Hydrores*, **13**: 63-80.

FEBVRE-CHEVALIER C. (1969) - Etude bionomique des substrats meubles dragables du golfe de Fos. *Téthys*, **1** (2): 421-476.

MONTESANTI A., DE MURO S. (1994) - Studio preliminare sulla fattibilità dell'allestimento di una barriera sottomarina sul dosso di S. Croce: aspetti geologici, geomorfologici e geologici. *Laboratorio di Biologia Marina.*

OREL G. (1988) - Aspetti della bionomia bentonica e della pesca nel Golfo di Trieste con particolare riferimento ai fondali prospicienti il promontorio di Miramare. *Hydrores*, **6**: 57-70.

PÉRÈS J., PICARD J. (1964) - Nouveau Manuel de Bionomie Benthique de la Mer Méditerranée. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume*, **31**: 47-137.

PICARD J. (1965) - Recherches qualitatives sur les biocénoses marines des substrats meubles dragables de la région Marseillaise. *Rec. Trav. St. Mar. End.,* **52** (36): 1-160.

PICARD J. (1972) - Peuplements au large de Fos. *Tethys*, **3** (3): 569-618.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 191-198

A. Spagnolo, M. Panfili, A. Giampieri, R. Spegne, L. Trovarelli*

Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima,
CNR, Largo Fiera della Pesca - 60125 Ancona, Italia
* ENI SpA, Div. AGIP Distr. di Ravenna, Via del Marchesato, 13 - 48023 Marina di Ravenna, Italia.

CAMBIAMENTI INDOTTI SULLA COMUNITÀ BENTONICA DI FONDO MOBILE DA UNA PIATTAFORMA ESTRATTIVA OFF-SHORE (ADRIATICO SETTENTRIONALE)

CHANGES INDUCED BY AN OFF-SHORE GAS PLATFORM ON THE SOFT-BOTTOM BENTHIC COMMUNITY (NORTHERN ADRIATIC SEA)

Abstract

The potential environmental impact produced by an off-shore gas platform (North Adriatic Sea) on the surrounding sand-muddy benthic community was investigated for three years. Initially, a few differences were evidenced between the community living close to the platform and those inhabiting the surrounding seabed. These differences seemed to be noticeably reduced in the third monitoring year.

Key-words: *off-shore gas platform, sand-muddy benthic community, northern Adriatic Sea.*

Introduzione

In Adriatico settentrionale sono presenti circa 80 strutture metanifere off-shore, situate tra 20 e 80 m di profondità. Date le peculiari caratteristiche geo-morfologiche del bacino (bassa profondità, notevoli apporti fluviali, ridotto ricambio idrico) è chiara l'importanza di valutare l'impatto che tali impianti possono indurre sull'ambiente circostante e, in particolare, sulle comunità bentoniche che, essendo legate al fondo, risultano buoni descrittori della qualità dell'ambiente.

Il presente lavoro riporta i risultati di uno studio volto a verificare le eventuali modificazioni conseguenti l'installazione in Nord Adriatico di una piattaforma off-shore sulla struttura della comunità bentonica e i tempi di ripristino delle condizioni originarie. Lo studio è parte di un più ampio programma di monitoraggio, commissionato da ENI S.p.A.–Div. AGIP, comprendente indagini idrologiche, sedimentologiche e biologiche, queste ultime riguardanti anche la fauna ittica presente attorno alla struttura (Fabi *et al*., 2001).

Materiali e metodi

La ricerca è stata condotta presso la piattaforma metanifera "Regina" posizionata a 20 m di profondità su un sedimento silt-argilloso alla distanza di circa 8,5 miglia nautiche da Cattolica (Fig. 1). Il jacket è stato installato nel marzo '97, i lavori di perforazione sono terminati nell'ottobre dello stesso anno e la produzione è iniziata in gennaio '98. Lo studio, iniziato dopo circa due mesi dall'avvio della produzione, è durato tre anni e ha compreso sei surveys: inverno, estate, autunno '98; inverno ed estate '99 e inverno '00.

I campionamenti di macrozoobenthos sono stati effettuati su 11 stazioni poste a distanze crescenti da Regina lungo due transetti ortogonali tra loro, di cui il primo

("A") parallelo alla direzione della corrente dominante (NW-SE) e il secondo ("B") perpendicolare alla linea di costa (NE-SW), aventi come punto di intersezione la piattaforma (Fig. 1). Inoltre, sono stati campionati due siti di controllo (K e A0) distanti rispettivamente 3,5 e 0,5 mn dalla piattaforma, ma non influenzati da strutture di alcun tipo e con le stesse caratteristiche geo-morfologiche dell'area indagata (Fabi *et al*., 2001). In ogni stazione sono state prelevate tre repliche con benna Van-Veen (0,168 m^2). I campioni, setacciati con maglia da 0,5 mm, sono stati fissati in formaldeide (5%). Dopo la determinazione sistematica al più basso livello possibile, sono stati registrati numero e peso totale degli individui di ogni specie per il calcolo dei seguenti indici: densità (N), biomassa (P), ricchezza specifica media (S_m), diversità specifica di Shannon Weaver (H'). Il Multidimensional Scaling (MDS) è stato infine applicato per valutare, nelle varie stagioni, le differenze tra i siti considerati in termini di densità e biomassa delle specie rinvenute; sia per la densità che per la biomassa è stata applicata la seguente trasformazione dell'indice di similitudine percentuale (Pielou,1974):

$$PD_N = 1\text{-}2 \sum_i \min (N_{Xi} / N_{TOT} ; N_{Yi} / N_{TOT})$$

dove: N_{Xi} e N_{Yi} = numero (o biomassa) di individui del gruppo (classe o ordine) i-esimo rispettivamente in X e in Y; $N_{TOT} = \sum_i (N_{Xi} + N_{Yi})$ = numero complessivo (o biomassa totale) di individui in X e Y.

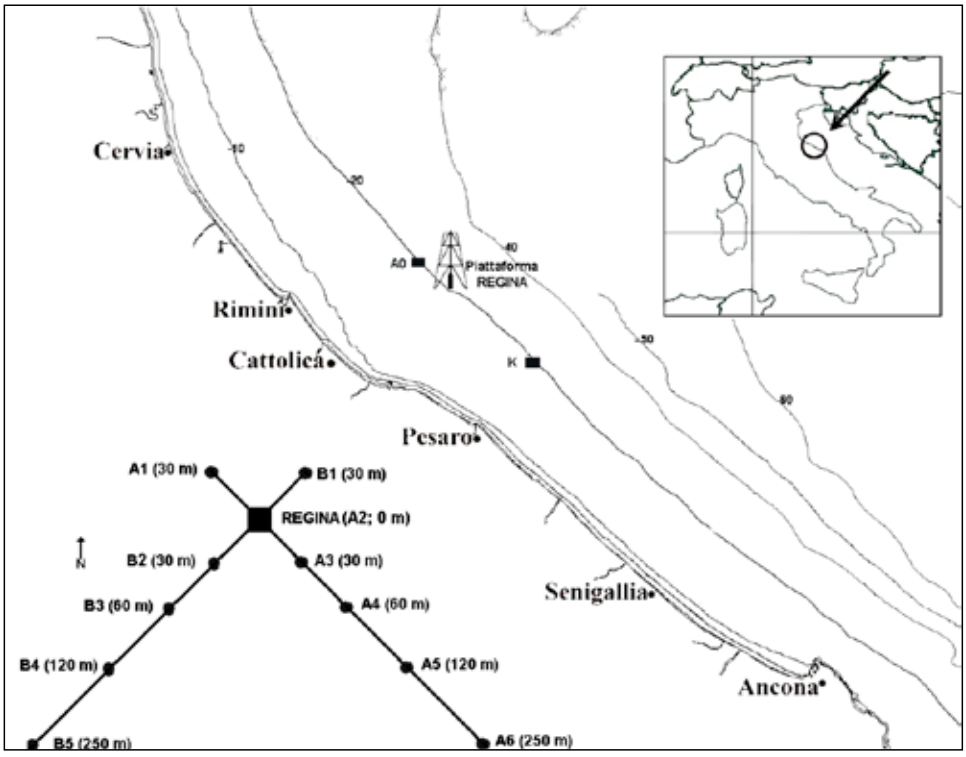


Fig. 1 - Localizzazione della piattaforma Regina e schema di campionamento (non in scala).
Platform Regina location and sampling scheme (not in scale).

Risultati

Nell'inverno '98, dopo 5 mesi dalla perforazione dei pozzi, tutti gli indici biotici hanno mostrato una certa disomogeneità sia tra le singole stazioni che tra i due transetti (Figg. 2-5). In particolare, presso la piattaforma la comunità bentonica è apparsa più povera rispetto all'ambiente circostante sia in termini qualitativi che quantitativi. Il popolamento è risultato modificato, essendo scarsi i bivalvi e i policheti, soprattutto fossori, ed essendo caratterizzato, oltre che dalla cospicua presenza di *Nassarius pygmaeus*, anche da alcune specie di substrato duro (es. *Balanus improvisus*, *Balanus eburneus*, *Tubularia crocea*) normalmente assenti sul fondo originario, che trovavano nei detriti solidi, presenti in prossimità della piattaforma, un substrato idoneo all'insediamento. Nella maggior parte degli altri siti posti lungo i transetti gli indici sono risultati leggermente inferiori a K; ciononostante, la comunità è apparsa qualitativamente molto simile al controllo e rappresentata soprattutto da specie tipiche del fondo originario (es. *Corbula gibba*, *Sternapsis scutata*, *Turritella communis*). In estate presso Regina non si sono osservate variazioni di rilievo rispetto all'inverno, ad eccezione di un aumento di H'. La densità presenta lungo A alcune oscillazioni e valori più elevati, a parità di distanza dalla struttura, rispetto a B che è più omogeneo e presenta valori di N simili sia alla piattaforma che ai controlli (Fig. 2). L'andamento della biomassa è simile lungo entrambi i transetti e confrontabile con K (Fig. 3). Un'omogeneità tra A e B è stata rilevata anche per S_m, con un incremento da Regina sino a 120 m e una successiva riduzione alla massima distanza, dove si è raggiunto un valore simile ai controlli (Fig. 4). Per H' il trend di A è apparso più uniforme rispetto a B; in ogni caso,

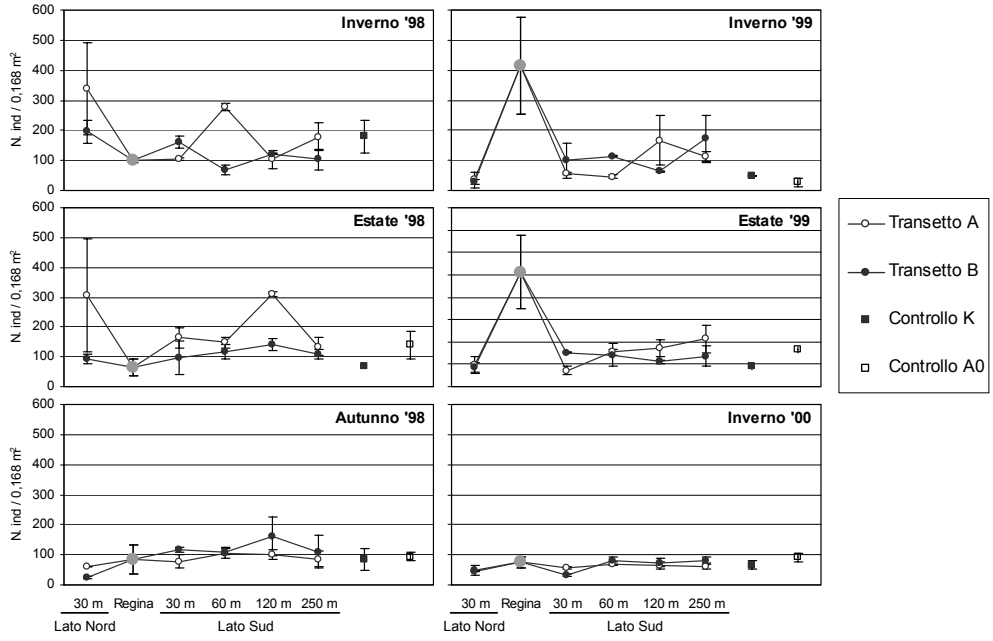


Fig. 2 - Valori di densità (± e.s.) ottenuti lungo i transetti A e B e presso i siti di controllo K ed A0.
Density values (± s.e.) recorded along the transects A and B and at the control sites K and A0.

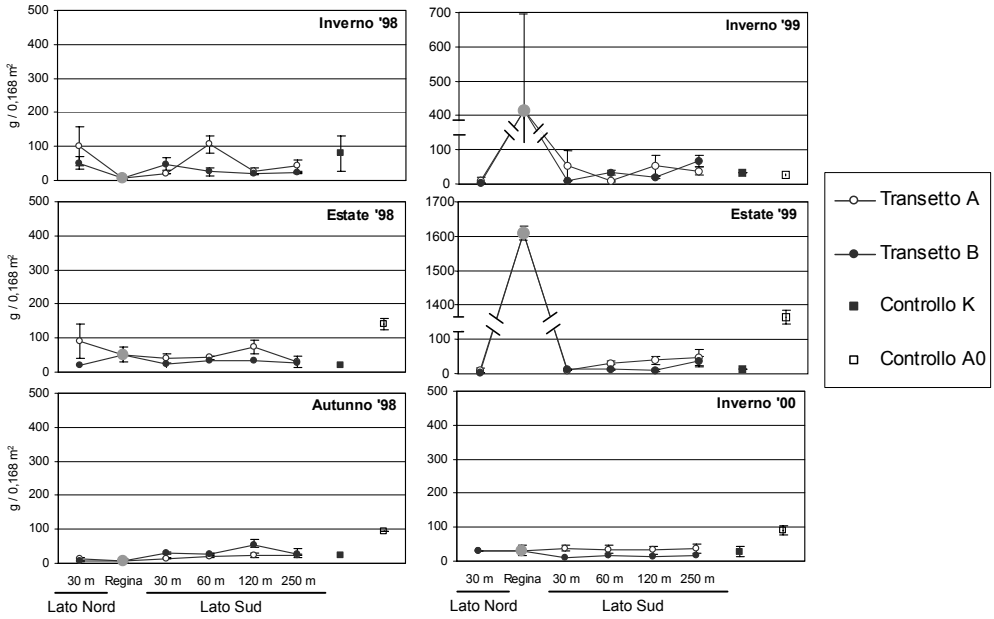


Fig. 3 - Valori di biomassa (± e.s.) ottenuti lungo i transetti A e B e presso i siti di controllo K ed A0.
Biomass values (± s.e.) recorded along the transects A and B and at the control sites K and A0.

tutte le stazioni sono risultate confrontabili con K e A0, ad eccezione di B4 (Fig. 5). In autunno si assiste ad una generale uniformità tra i siti, inclusa Regina, per quanto riguarda N e P, mentre gli andamenti di S_m e H' sono risultati ancora caratterizzati da alcune oscillazioni.

A partire dall'inverno '99 presso la struttura si è verificato un cospicuo incremento di tutti gli indici (Figg. 2-5) dovuto ad un arricchimento della comunità determinato dalla comparsa di numerose specie incrostanti e interstiziali (es. *Schizoporella errata*, *Pinnoteres pisum*, *Pilumnus hirtellus*, *Pomatoceros triqueter*) ecologicamente legate ai numerosi esemplari di *Mytilus galloprovincialis* che, staccatisi dal jacket, avevano creato una vera e propria facies sul fondo sottostante la piattaforma. Nelle altre stazioni poste lungo i transetti non si sono verificati sostanziali cambiamenti quali-quantitativi, anche se N e S_m hanno assunto spesso valori superiori rispetto ai controlli. Per quanto riguarda H' i trend hanno mostrato notevoli oscillazioni; in particolare è da rilevare la forte riduzione in A1 (30 m, NW) per la netta dominanza di *C. gibba* (92,8%). E' anche interessante notare che solo in A3, posta a 30 m a SE da Regina sotto corrente, sono state osservate sia specie rinvenute presso la struttura (*M. galloprovicialis*, *S. errata*, *P. hirtellus*), sia altri organismi rilevati a maggiori distanze lungo i transetti e ai controlli.

Nell'estate seguente presso Regina si è verificato un ulteriore aumento di tutti gli indici ad eccezione di H', che ha invece subìto un decremento per la dominanza dei mitili e di *P. triqueter*. Lungo i transetti è stata osservata una situazione simile all'inverno per quanto riguarda N e P, mentre S_m e H' hanno mostrato una riduzione a 250 m, raggiungendo valori leggermente inferiori rispetto ai controlli.

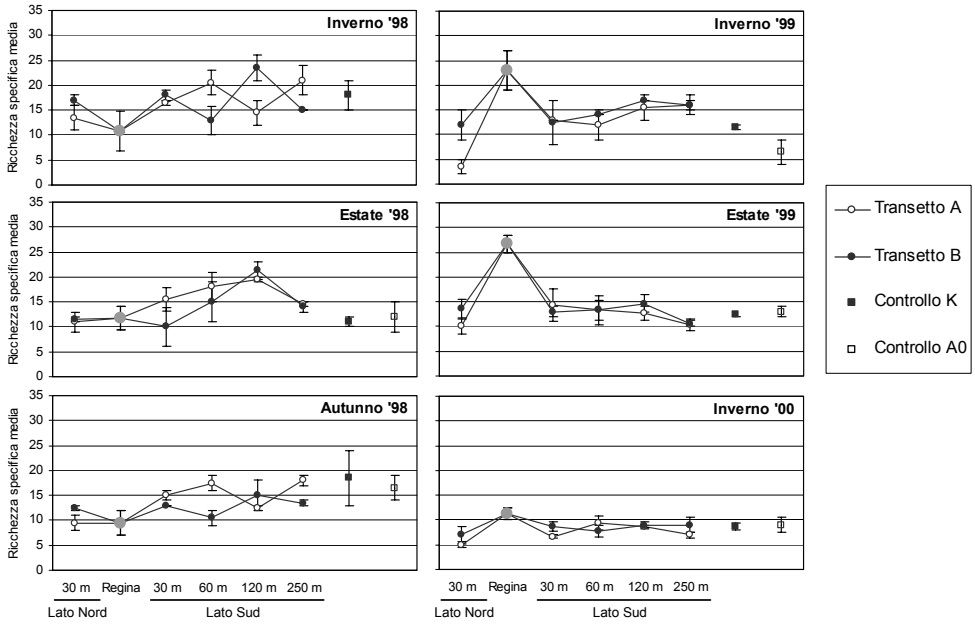


Fig. 4 - Ricchezza specifica media (± e.s.) ottenuta lungo i transetti A e B e presso i siti di controllo K ed A0.

Mean species richness (± s.e.) recorded along the transects A and B and at the control sites K and A0.

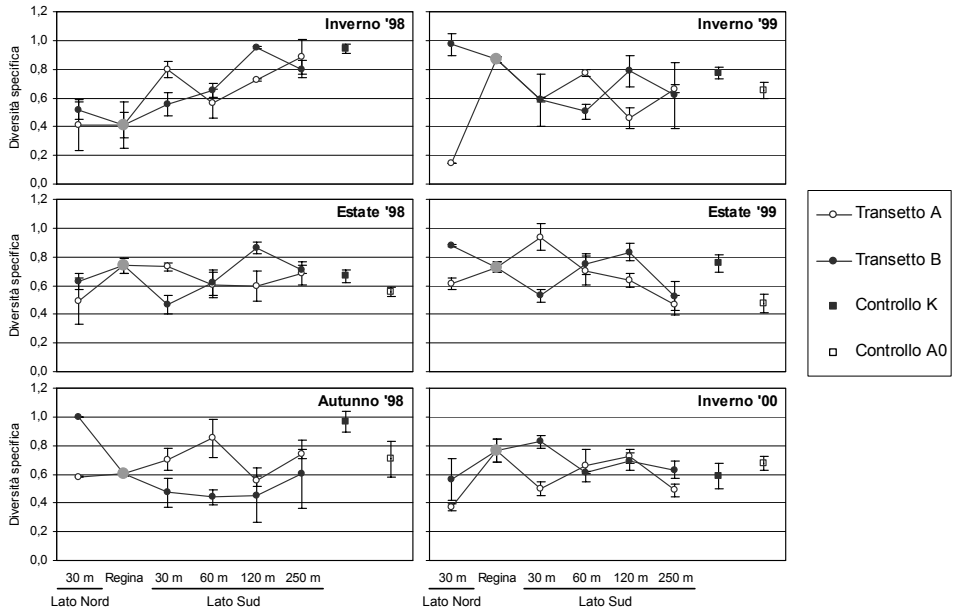


Fig. 5 - Diversità specifica (± e.s.) ottenuta lungo i transetti A e B e presso i siti di controllo K ed A0.

Diversity index (± s.e.) recorded along the transects A and B and at the control sites K and A0.

Nell'inverno 2000 la principale variazione è stata la riduzione di tutti gli indici presso la piattaforma, conseguente alla quasi totale scomparsa dei mitili sul fondo causata dalla pulizia dei piloni. Ciò ha comportato un'omogeneità strutturale della comunità tra Regina e i siti circostanti e, in particolare, quelli posti lungo A, dove ha assunto notevole importanza *Upogebia tipica*, la cui densità si riduceva all'aumentare della distanza dalla piattaforma sino a scomparire a 250 m. Lungo B *U. tipica* è scomparsa già a 60 m, parallelamente all'aumento di *C. gibba* e *S. scutata*, che ha reso questi siti simili a K.

Quanto sinora descritto è stato confermato dal MDS (Fig. 6) che ha associato i vari siti in base alle diverse quantità di molluschi (bivalvi e gasteropodi), policheti e/o crostacei (decapodi). Infatti, la piattaforma (A2) ha costituito un gruppo a sé nei primi due anni di campionamento, in principio a causa dell'importanza numerica dei *N. pygmaeus* (inv. '98) e delle scarse quantità di bivalvi e policheti fossori e, successivamente, per la

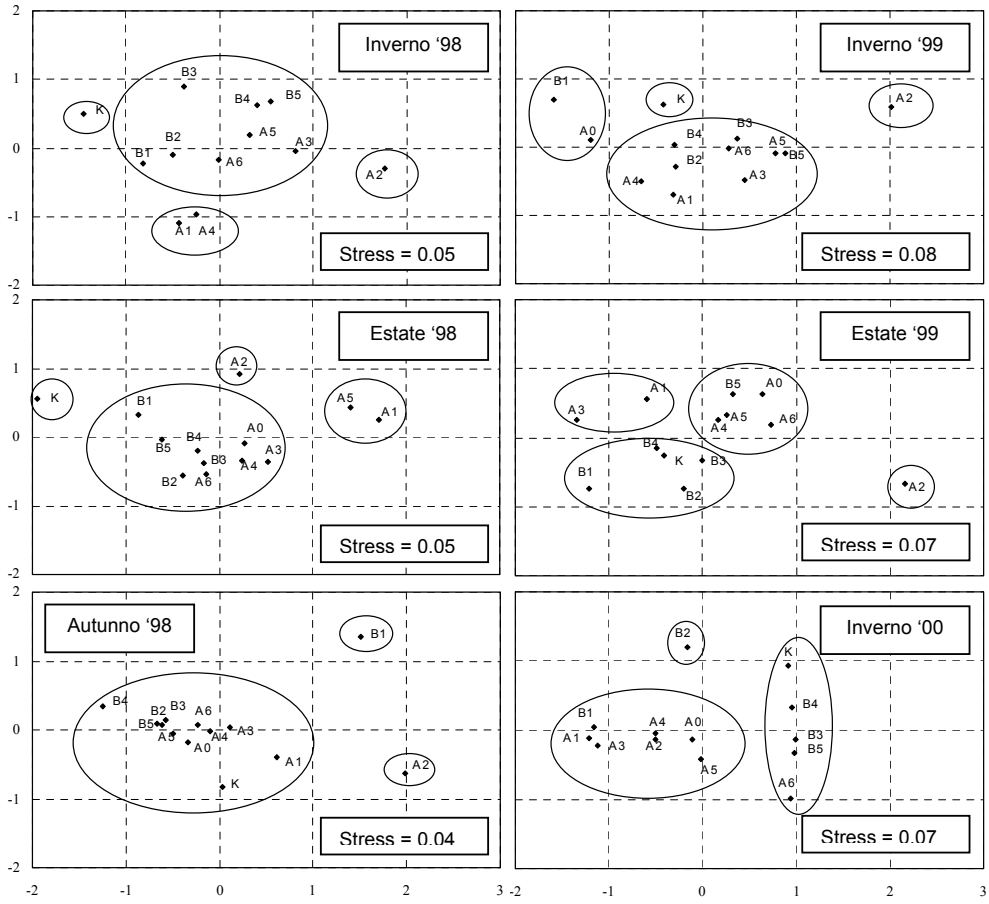


Fig. 6 - Rappresentazione bidimensionale dei siti posti lungo i transetti A e B e dei controlli K e A0 mediante il metodo del MDS.

Bidimensional representation of the sampling sites along the transects A and B and the control sites K and A0 through MDS method.

predominanza numerica e ponderale di *M. galloprovincialis* oltre all'elevata presenza di alcuni policheti tra cui *Capitella capitata* e *Prionospio cirrifera.* Per tutti gli altri raggruppamenti, nelle varie stagioni sono risultate incisive *C. gibba* e/o *S. scutata*, i cui differenti quantitativi hanno spesso determinato l'isolamento del sito K (inverno ed estate '98 e inverno '99) ma non di A0, apparso strutturalmente più simile alle altre stazioni. Infine, nel 2000 i vari raggruppamenti sono stati determinati da *U. tipica*. A2 è apparsa simile ai siti posti lungo A (esclusa A6), a B1 e ad A0, accomunati da quantità elevate del decapode e medio-basse di bivalvi (*C. gibba*). Nel secondo gruppo (B3-B5, A6 e K) hanno assunto importanza policheti e bivalvi (*S. scutata* e *C. gibba*), mentre l'isolamento di B2 è determinato da quantità intermedie dei gruppi principali.

Conclusioni

I lavori di installazione della piattaforma metanifera Regina hanno inizialmente causato alcune perturbazioni nella comunità bentonica del fondo originario, che si sono manifestate attraverso un abbassamento di tutti gli indici biotici considerati. Ciononostante, un cambiamento strutturale è stato evidenziato solo nel fondo adiacente alla piattaforma, dove i frammenti di origine antropica derivati dai lavori di perforazione dei pozzi sono divenuti un substrato per specie tipiche di habitat rocciosi. Nell'ambiente circostante, invece, la comunità è risultata costituita da organismi del fondo silt-argilloso originario e simile al popolamento presente al controllo. Comunque, nei monitoraggi successivi condotti nel primo anno di attività della piattaforma, l'ambiente è apparso più omogeneo sia in termini qualitativi che quantitativi, per la riduzione di specie di substrato duro legata alla minore presenza di materiale antropico presso Regina.

Nel '99 la formazione in corrispondenza della piattaforma di una popolazione di mitili, derivata dagli esemplari staccatisi dal jacket, ha determinato un nuovo arricchimento della comunità in quel sito, per la comparsa di specie ecologicamente legate ai mitili stessi. L'ambiente circostante ha mantenuto le caratteristiche originarie, ad eccezione della stazione A3 posta a 30 m da Regina sotto corrente che, presentando specie rinvenute presso la piattaforma e altre osservate lungo i transetti e ai controlli, ha costituito una zona di transizione tra la struttura e l'ambiente originario. Una situazione omogenea tra Regina, le stazioni lungo transetti e i controlli è ricomparsa nel 2000, a causa delle operazioni di raccolta dei mitili con conseguente riduzione o scomparsa delle specie che avevano caratterizzato quel sito.

Appare quindi evidente che la movimentazione del fondo dovuta all'installazione della piattaforma ha provocato, nelle immediate vicinanze della struttura, un iniziale impatto negativo sulla comunità bentonica che, comunque, è scomparso durante il primo anno di vita di Regina. Le successive modificazioni rilevate sono riconducibili alla presenza fisica della struttura e, soprattutto, alla presenza/assenza dei mitili lungo i piloni che, distaccandosi, facilitano sul fondo l'insediamento di specie ad essi associate. Pertanto, i processi di defaunazione, rilevati da Frascari *et al*. (1991; 1992) presso la piattaforma "Antares" ubicata al largo di Ravenna nel mare Adriatico, in questo caso sono apparsi lievi e limitati nel tempo.

Summary

The benthic community living around the off-shore gas platform "Regina" (northern Adriatic Sea, 8.5 mn off Cattolica, 20 m of depth) was investigated for three years from the installation. Initially the community close to Regina showed low N and S_m values. Nevertheless, the anthropic material derived from drilling represented a suitable substrate for a few hard-bottom species (*B. improvisus*, *B. eburneus*, *T. crocea*). During the

second year, other species (*S. errata*, *P. pisum*, *P. hirtellus*, *P. triqueter*), associated to the mussels fallen on the bottom from the jacket, enriched the benthic assemblages. Consequently, N, S_m and P values increased, while H' decreased because of the mussel dominance. The platform influence extended only to 30 m along the main current, while along the transects the benthic community was comparable to that occurring at the control sites. In the last survey (winter 2000) the mussel reduction at the platform, due to the cleaning operations of the jacket, made the benthic community similar to that living on the surrounding seabed. MDS analysis discriminated platform, control sites and the other sampling stations. A more homogeneous assemblage structure among all the sites was observed only in the last survey.

Bibliografia

FABI G., DE RANIERI S., GRATI F., MARINI M., SPAGNOLO A. (2001) - Servizi di monitoraggio ambientale campo Regina. III Anno di indagine. Rapporto finale. *Eni S.p.A., Divisione AGIP*, Distretto di Ravenna: 185 pp + 27.

FRASCARI F., ROSSO G., BORTOLUZZI G., BARBANTI A., RAVAIOLI M., BONVICINI PAGLIAI A.M., CREMA R., CASTELLI A., MAURI M., ZUNARELLI R., ORLANDO E., PREVEDELLI D., CEFFA L., RATTI S. (1991) - Uno studio sull'impatto delle attività di perforazione in ambiente marino. *Atti del IV Congresso Nazionale Società Italiana di Ecologia*, **12**: 761-767.

FRASCARI F., ROSSO G., BORTOLUZZI G., BARBANTI A., BONVICINI PAGLIAI A.M., CREMA R., CASTELLI A., MAURI M., ZUNARELLI R., ORLANDO E., PREVEDELLI D., CEFFA L., RATTI S. (1992) - Environmental impact of water based drilling muds and cuttings in a Northern Adriatic Sea site. *Bulletin de L'Istitut Oceanographique,* Monaco, **11**: 305-324.

PIELOU E.C. (1974) - Population and Community Ecology: principles and methods. *Godon and Breach Sci. Pubbl.,* New York: 424 pp.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 199-207

E. Sdrigotti, C. De Vittor, N. Bettoso, F. Aleffi,
P. Del Negro, S. Fonda umani

Laboratorio di Biologia Marina, Via A. Piccard, 54 - 34010 Trieste, Italia.

INFLUENZA DELLA PRODUZIONE MICROALGALE SUL VALORE NUTRIZIONALE DEI SEDIMENTI IN UN AMBIENTE COSTIERO DELL'ALTO ADRIATICO

MICROALGAL PRODUCTION INFLUENCES NUTRITIONAL VALUE OF NORTHERN ADRIATIC SEA COASTAL SEDIMENT

Abstract

The microphytobenthos-inhabited sediments of the North Adriatic Sea were characterised by different trophic conditions shifting over time from photoautotrophy to heterotrophy. The prevalence of photoautotrophic processes took place in spring and corresponded to a lower C-PRT/C-CHO ratio and to a higher bacterial utilisation of new formed organic carbon, suggesting a faster bacterial uptake of sugars produced through photosynthesis. When the benthic community was heterotrophically dominated, C-PRT/C-CHO ratio was high and the bacterial uptake had to be supported by a higher hydrolytic activity.

Key-words*: benthic microalgal production, labile organic matter, benthic bacteria, meiofauna, Northern Adriatic Sea.*

Introduzione

Le microalghe associate al sedimento svolgono un ruolo chiave nel ciclo del carbonio in ambienti costieri ove la limitata profondità delle acque consente alla luce di raggiungere il fondo e di sostenere, così, i processi di produzione primaria del microfitobenthos (Herndl *et al*., 1989; Cahoon e Cooke, 1992; Barranguet, 1997; Wolfstein *et al*., 2000). La produzione e la biomassa microalgale risultano, infatti, influenzate dalla disponibilità di irradianza le cui variazioni stagionali si riflettono sulla variabilità nutrizionale dei sedimenti (Mac Intyre *et al*., 1996; Wolfstein *et al*., 2000). La biomassa microalgale a livello del fondo rappresenta un indicatore di sostanza facilmente metabolizzabile e prontamente disponibile per i consumatori di ordine superiore (Della Croce *et al*., 1997), mentre il rilascio di fotoassimilati condiziona lo sviluppo della comunità batterica (Van Duyl *et al*., 1999). Una buona stima dello stato trofico e della disponibilità di sostanza organica autoctona in un ecosistema marino si ottiene dal bilancio tra la produzione primaria e la respirazione (Kemp *et al*., 1997). Il metabolismo degli organismi eterotrofi può, a sua volta, influenzare la composizione biochimica del comparto sedimentario. Nonostante la rapida conversione del carbonio organico in biomassa, i batteri, non costituiscono un anello diretto nel trasferimento di energia ai consumatori di ordine superiore. La distribuzione spaziale e temporale del macrobenthos risulta infatti fortemente correlata alla qualità del detrito piuttosto che alla biomassa batterica (Cheng *et al*., 1993). La meiofauna, caratterizzata da cicli vitali brevi, risponde molto rapidamente a cambiamenti nel valore nutrizionale del sedimento, ed è inoltre condizionata dalla distribuzione sia delle microalghe sia dei batteri che infatti rappresentano un'importante sorgente trofica per questa categoria di consumatori (Buffan-Dubau *et al*., 2000).

Relativamente al bacino settentrionale dell'Adriatico, scarse e sporadiche sono le informazioni riguardanti il ruolo del microfitobenthos come produttore primario soprattutto considerando il suo ruolo trofico nella catena del detrito. Herndl *et al*. (1989) stimano, dai flussi di ossigeno all'interno di camere bentiche, una produzione lorda di 100-200 mg C m^{-2} d^{-1} nei mesi invernali e di 300-400 mg C m^{-2} d^{-1} nei mesi estivi. Kemp *et al*. (1999) riportano che la produzione delle microalghe associate al sedimento può contribuire significativamente (20-40%) alla produzione primaria totale del Golfo di Trieste. Recenti studi condotti lungo la costa nord occidentale del Mare Adriatico, riportano che il microfitobenthos costituisce un componente fondamentale nella dieta degli invertebrati meiobentonici, la cui distribuzione sia verticale che spazio-temporale risulta fortemente influenzata dalla reale disponibilità di preda (Manini *et al*., 2000; Moodley *et al*., 2000). Piuttosto scarse sono anche le informazioni concernenti la composizione chimica della frazione labile del carbonio organico (LOM) ed i processi di utilizzazione della stessa in relazione alla biomassa sia dei produttori che dei consumatori (Manini *et al*., 1999; De Vittor *et al*., 2000).

Scopo del presente lavoro, parte integrante di uno studio dell'ecosistema bentonico condotto nell'ambito del Progetto Interreg II Italia-Slovenia, è stato quello di valutare il ruolo svolto dalla comunità microfitobentonica nell'influenzare le caratteristiche nutrizionali dei sedimenti costieri nel Golfo di Trieste e la biomassa dei consumatori.

Materiali e metodi

Il sito di studio è posto al centro del Golfo di Trieste ad una profondità di circa 20 m ed è caratterizzato da sedimenti prevalentemente pelitici (Covelli *et al*., 1999). Il sedimento è stato campionato mensilmente, da febbraio 1999 a gennaio 2000, mediante un carotiere automatico (HAPS FRAME-SUPPORTED BOTTOM CORER) ed una benna di tipo Van Veen (0.1 m^2). Contemporaneamente è stata rilevata l'irradianza al fondo mediante una sonda P.A.R. (PNF-300A, Biospherical Instruments Inc.). Le carote (25 cm lungh. - 13.6 cm Ø) sono state sezionate in tre strati (0-1; 1-3; 3-5 cm). La produzione netta ed il consumo di ossigeno sono stati stimati su un'aliquota di sedimento superficiale (1 mm) risospeso in acqua di mare filtrata su 0.2 µm, alle condizioni di irradianza e di temperatura rilevate *in situ*, utilizzando un elettrodo tipo Clark (HANSATECH DW 1) (Wolfstein *et al*., 2000). La produzione primaria netta (PPN) e la respirazione (RESP) sono state espresse in mg O_2 m^{-2} h^{-1} e convertite in unità di carbonio (mg C m^{-2} h^{-1}) assumendo un R.Q. = 1 ed un P.Q. = 1.3 (Strickland e Parsons, 1972). La produzione primaria lorda (PPL) è stata calcolata dalla somma dei tassi orari di PPN e RESP. In ogni strato è stata invece valutata la produzione batterica di carbonio (BCP) con il metodo dell'incorporazione di ^{3}H-timidina e di ^{3}H-leucina (Fuhrman e Azam, 1982; Smith e Azam, 1992) e l'attività esoenzimatica (AEE) β-glucosidasica e LEU-aminopeptidasica (Hoppe, 1983). È stato inoltre valutato il contenuto di carbonio organico totale (TOC) utilizzando un CHN-Analyzer (Perkin Elmer) e di carbonio organico labile C-LOM (Danovaro *et al*., 1993). Le concentrazioni di carboidrati, proteine e lipidi sono state convertite in equivalenti di carbonio (Fichez, 1991). Sono state stimate inoltre l'abbondanza batterica (Montagna, 1982) e microfitobentonica (MPB) (Welker e Nichetto, 1996). Dal calcolo dei biovolumi di MPB è stata inoltre stimata, mediante l'applicazione delle equazioni proposte da Edler

(1979), la biomassa in termini di contenuto in carbonio (μg C g^{-1}). Gli organismi della meiofauna sono stati estratti mediante centrifugazione su gradiente (Ludox HS40) dai primi 5 cm di sedimento setacciato su maglie da 500 e 37 μm. La determinazione è stata quindi eseguita previa colorazione con Rosa Bengala (Danovaro *et al.*, 1995). La macrofauna è stata separata dal sedimento mediante lavaggio su una maglia da 500 μm. Dopo l'analisi quali-quantitativa del popolamento è stata determinata la biomassa per combustione ed espressa in peso secco senza ceneri (g PSSC).

Risultati

L'irradianza al fondo presenta un massimo primaverile (28.7 μE m^{-2} s^{-1}) ed uno estivo (76.1 μE m^{-2} s^{-1}), mentre risulta piuttosto scarsa durante il resto dell'anno (2.8 ± 2.2 μE m^{-2} s^{-1}) (Fig. 1). Il MPB è caratterizzato da diatomee, prevalente-

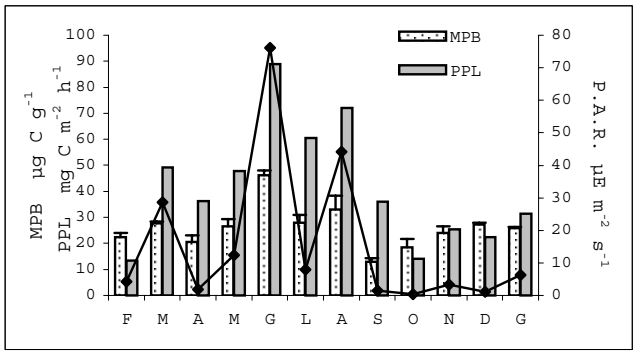


Fig. 1 - Andamento temporale di MPB e di PPL, nello strato superficiale del sedimento, in relazione alle condizioni di irradianza PAR.
Temporal pattern of MPB and gross primary production, at the sediment surface, in relation to the PAR-levels.

mente pennate ed epipeliche (provviste di "raphe system" per il movimento), ascrivibili ai generi *Navicula*, *Nitzschia*, *Pleurosigma* e *Diploneis*. La biomassa del MPB raggiunge valori compresi tra 0.4 e 46.3 μg C g^{-1}, che decrescono progressivamente lungo il profilo verticale del sedimento. Nello strato superficiale è evidente una spiccata stagionalità con valori primaverili-estivi più elevati (30.3 ± 8.8 μg C g^{-1}) e valori autunnali-invernali relativamente bassi e costanti (21.8 ± 5.3 μg C g^{-1}). L'andamento della PPL è sovrapponibile a quello del MPB con il massimo assoluto in estate (88.8 mg C m^{-2} h^{-1}) ed il minimo relativo in inverno (13.4 mg C m^{-2} h^{-1}). Il valore medio si attesta attorno a 41.4 ± 23.2 mg C m^{-2} h^{-1} (Fig. 1).

La PPN è caratterizzata da valori positivi da marzo ad agosto (in media 20.2 ± 8.8 mg C m^{-2} h^{-1}) e negativi durante il resto dell'anno (in media -10.6 ± 2.3 mg C m^{-2} h^{-1}). Il consumo di C per i processi respiratori raggiunge il valore medio di 36.6 ± 18.6 mg C m^{-2} h^{-1} con massimi in estate (60.2 ± 15.2 mg C m^{-2} h^{-1}) e minimi in primavera (17.7 ± 3.5 mg C m^{-2} h^{-1}). Il rapporto tra la produzione lorda e la respirazione è caratterizzato da una evidente variabilità stagionale: valori > 1 si rilevano durante la primavera, valori prossimi all'unità si registrano durante l'estate, mentre valori < 1 si riscontrano durante il periodo autunnale-invernale (Fig. 2).

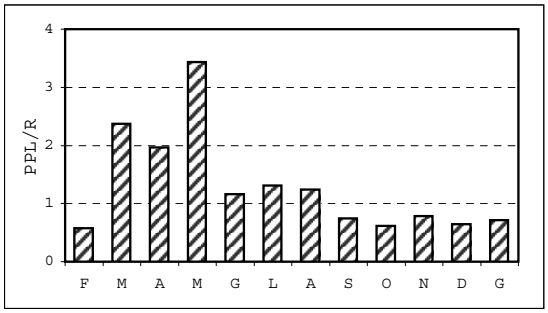


Fig. 2 - Variazioni temporali del rapporto tra la produzione primaria lorda (PPL) e la respirazione (R).
Temporal variations of gross primary production to respiration ratio.

La sostanza organica è caratterizzata da rapporti molari C/N mediamente inferiori a 10, ad indicare un'origine prevalentemente autoctona. La percentuale del carbonio biopolimerico totale (C-LOM) sul TOC si attesta attorno a 12.1 ± 1.2%. La LOM è costituita prevalentemente da proteine, seguite da lipidi e carboidrati. Il carbonio proteico (C-PRT) rappresenta il 57.7 ± 8.4% del C-LOM, mentre il contributo della componente lipidica (C-LIP) e glucidica (C-CHO) è pari rispettivamente a 35.8 ± 6.4% e 6.5 ± 2.8%. Il C-PRT varia da 264.1 a 1122.6 µg g^{-1} evidenziando un leggero gradiente positivo lungo il profilo del sedimento, da febbraio a settembre, mentre si mantiene relativamente costante da ottobre a gennaio. Le concentrazioni di C-CHO risultano comprese tra 22.9 e 187.2 µg g^{-1} mostrando una netta diminuzione con la profondità. Il C-LIP non presenta un regolare incremento o decremento lungo il gradiente di profondità, variando da 210.4 a 699.9 µg g^{-1} (Fig. 3). Il rapporto C-PRT/C-CHO, basso alla superficie del sedimento (7.4 ± 3.5), aumenta progressivamente verso gli strati più profondi. Tale rapporto presenta una evidente variabilità stagionale: valori più bassi si rilevano nel periodo primaverile (5.0 ± 2.0), mentre valori più elevati si ritrovano in estate (13.2 ± 7.8) ed in autunno-inverno (10.0 ± 1.5).

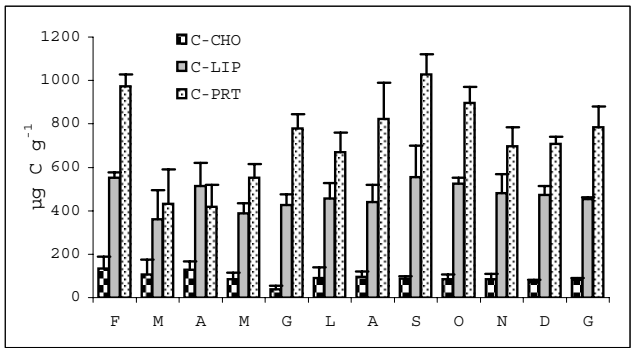


Fig. 3 - Variazioni temporali del carbonio biopolimerico delle proteine, lipidi e carboidrati nei primi 5 cm di sedimento.
Temporal variations of protein, lipid and carbohydrate biopoli- meric carbon in the upper 5 cm of sediment.

La BCP stimata mediante l'incorporazione di ^{3}H-Tdr risulta compresa tra 0.005 ± 0.001 e 0.931 ± 0.043 ng C g^{-1} h^{-1}, mentre il metodo che si basa sull'incor-

porazione di ^{3}H-Leu evidenzia più elevate produzioni comprese tra 0.006 ± 0.002 e 4.056 ± 0.285 ng C g^{-1} h^{-1}. I massimi corrispondono agli strati superficiali di sedimento e valori inferiori di un ordine di grandezza si misurano negli strati più profondi. Il rapporto Tdr/Leu è massimo in marzo e minimo in settembre ed è caratterizzato da un andamento crescente lungo gli strati analizzati. L'attività dell'enzima β-glucosidasi, che catalizza l'idrolisi di carboidrati complessi, varia da 0.39 a 922 nM g^{-1} h^{-1}, seguendo generalmente un gradiente decrescente lungo gli strati, solo in marzo ed aprile l'andamento si inverte. Non si evidenzia una netta stagionalità nonostante il massimo assoluto si rilevi in maggio (922 nM g^{-1} h^{-1}) ed il minimo in febbraio (2.42 nM g^{-1} h^{-1}). L'enzima LEU-aminopeptidasi, che catalizza l'idrolisi delle proteine, è caratterizzato da un'attività compresa tra 6.45 e 9826 nM g^{-1} h^{-1}. Analogamente alla β-glucosidasi non si osserva una chiara stagionalità dell'attività proteasica i cui valori più elevati corrispondono quasi sempre allo strato superficiale.

La comunità batterica, formata principalmente da organismi eterotrofi, evidenzia un generale incremento di abbondanza con la profondità: aumenta, in particolare, la frazione di dimensioni maggiori (> 1.5 µm). In tutti gli strati analizzati la classe dimensionale 0.5-1.5 µm risulta maggiormente rappresentata mentre quella < 0.5 µm è sempre piuttosto scarsa. La comunità batterica dello strato superficiale è caratterizzata da abbondanze più elevate durante l'estate e più basse durante il periodo primaverile-autunnale: un massimo relativo si registra in luglio (10.08×10^{8} cell. g^{-1}), mentre il minimo assoluto si riscontra in ottobre (4.62×10^{8} cell. g^{-1}).

La meiofauna risulta costituita prevalentemente da nematodi (75%) seguiti da copepodi e chinorinchi. L'abbondanza meiobentonica presenta un andamento stagionale analogo a quello evidenziato dalle abbondanze batteriche, nonostante il massimo ed il minimo assoluti si rilevino rispettivamente in giugno (1348 ± 180 ind. 10 cm^{-2}) ed in marzo (562 ± 159 ind 10 cm^{-2}).

La biomassa delle comunità pico-, micro- e meiobentonica, nello strato superficiale, risulta ben correlata con la respirazione ($r = 0.84$; $p < 0.01$) (Fig. 4). La biomassa macrobentonica, a cui contribuiscono soprattutto i sospensivori, raggiunge valori più alti nel periodo marzo-luglio (10.6 ± 2.8 g PSSC m^{-2}) ed inferiori durante il resto dell'anno (4.8 ± 1.9 g PSSC m^{-2}). I policheti rappresentano il taxon dominante (50%) seguiti dai molluschi (27%), dai crostacei (18%) ed in minor misura dagli echinodermi (6%). La biocenosi bentonica più diffusa è quella dei Fanghi Terrigeni Costieri (FTC) a cui si aggiunge una componente faunistica legata ai fondi detritici più o meno fangosi.

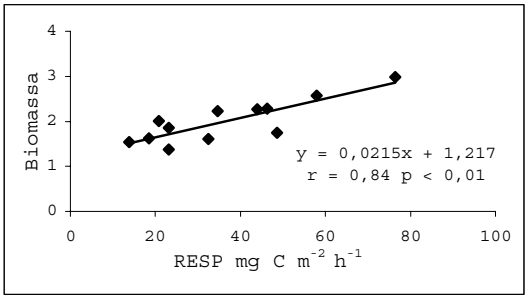


Fig. 4 - Relazione tra la respirazione e la biomassa totale (normalizzata all'unità) di MPB, batteri e meiobenhtos.

Relation between respiration and total biomass (normalized to unit) of MPB, bacteria and meiobenthos.

Discussione e conclusioni

Le condizioni di irradianza rilevate al fondo sembrano giocare un ruolo fondamentale nel condizionare e supportare lo sviluppo della comunità microfitobentonica fotosinteticamente attiva. La concentrazione dei nutrienti inorganici all'interfaccia acqua-sedimento è, infatti, sempre elevata (Sundbäck *et al*., 2000). L'irradianza alla superficie del sedimento rappresenta, perciò, il principale fattore in grado di limitare sia la biomassa che l'attività del MPB. I livelli di PAR risultano, infatti, positivamente correlati sia con la biomassa MPB ($r = 0.88$; $p < 0.01$) sia con la PPL ($r = 0.86$; $p < 0.01$) (Barranguet, 1997; Wolfstein *et al*., 2000). Le analoghe fluttuazioni dell'andamento temporale della biomassa MPB e della PPL confermano lo stretto legame che unisce la comunità fototrofa alla sua funzione. Distribuzioni temporali legate alle variazioni stagionali dell'irradianza e del fotoperiodo sono tipiche di sedimenti costieri di acque temperate poco profonde (Herndl *et al*., 1989; Cahoon e Cooke, 1992; Sündback *et al*., 2000). I valori di biomassa MPB, i primi disponibili per il Golfo di Trieste, risultano ben confrontabili con quelli recentemente riportati da Livingston (2001) per la costa nordorientale del Golfo del Messico. I tassi della PPL sono, invece, da 2 a 5 volte più elevati rispetto a quelli stimati da Herndl *et al*. (1989) nel Golfo di Trieste, pur risultando comparabili con quelli di sistemi costieri simili (Cahoon e Cooke, 1992; Barranguet, 1997). Il rapporto tra la produzione primaria e la respirazione mette in luce una chiara stagionalità della trofia dell'ecosistema bentonico. In primavera, i rapporti PPL/R superiori all'unità, indicano come i moderati livelli di irradianza associati a temperature ancora ridotte favoriscono tassi di fotosintesi in grado di sostenere il ridotto metabolismo ossidativo. Poiché la produzione supera la respirazione, l'ecosistema è caratterizzato da un'alta fotoautotrofia. In estate i rapporti PPL/R prossimi all'unità suggeriscono una situazione di equilibrio tra produzione e respirazione. Gli elevati tassi di produzione autoctona di carbonio organico si associano, infatti, ad un'aumentata richiesta d'ossigeno da parte della comunità eterotrofa dovuta, non solo all'incremento dell'attività metabolica, ma anche all'incremento di biomassa. Durante il periodo autunnale-invernale il sistema è prevalentemente eterotrofico: i rapporti PPL/R sono sempre inferiori all'unità poichè la limitata produzione microalgale è insufficiente a soddisfare il fabbisogno energetico della comunità eterotrofa. Queste diverse situazioni trofiche sono, da un lato, condizionate dal metabolismo batterico e, dall'altro lato, condizionano le scelte metaboliche di questi organismi eterotrofi, indirizzandole o verso la produzione di nuova biomassa o verso la sintesi di esoenzimi. I tassi di BCP rilevati in questo studio risultano inferiori a quelli riportati da Manini *et al*. (1999) per l'Adriatico nordoccidentale, nonostante le abbondanze batteriche e le attività esoenzimatiche siano confrontabili. In generale, i batteri sembrano spendere la loro energia prevalentemente per produrre enzimi idrolitici, piuttosto che per generare nuova biomassa. Come è noto la BCP non dipende dalla densità degli organismi ma è influenzata soprattutto dalla qualità del substrato disponibile (Kirschner e Velimirov, 1999). In primavera i batteri rispondono molto rapidamente ai bassi rapporti C-PRT/C-CHO, dovuti alla presenza di sostanza organica fresca di origine fotosintetica, con elevati rapporti Tdr/Leu ad indicare un metabolismo prevalentemente di tipo duplicativo, favorito dall'elevata disponibilità di carboidrati solubili (fotoassimilati), direttamente assimilabili dalle cellule attraverso le permeasi di membrana (Van Duyl *et al*., 1999). Nel

resto dell'anno, quando a rapporti C-PRT/C-CHO più elevati corrispondono rapporti Tdr/Leu più bassi, la produzione microalgale di sostanza organica è probabilmente insufficiente a sostenere una rilevante produzione secondaria e di conseguenza la crescita batterica è sostenuta da un'intensa attività esoenzimatica deputata prevalentemente all'idrolisi di peptidi. Il generale prevalere dell'attività aminopeptidasica sulla β-glucosidasica è probabilmente legato alla natura fondamentalmente proteica del substrato, come già osservato in sedimenti costieri del Golfo di Trieste (De Vittor *et al*., 2000). La scarsa produzione di β-glucosidasi potrebbe essere spiegata ipotizzando una substrato-inibizione dovuta alla buona disponibilità di carboidrati semplici, immediatamente utilizzabili dalle cellule batteriche, principalmente di origine microalgale come indicato dalla correlazione positiva tra la biomassa MPB e la concentrazione dei C-CHO ($r = 0.54$; $p < 0.01$) (Blanchard *et al*., 2000). In generale, tutti gli organismi utilizzatori di C-LOM (batteri e meiofauna), a cui si affianca anche il MPB, sembrano influenzati dalle caratteristiche nutrizionali del sedimento come suggerito dalla stretta correlazione positiva tra il rapporto C-PRT/C-CHO e la respirazione da essi sostenuta ($r = 0.80$; $p < 0.01$) (Schwinghamer *et al*., 1986). Valori mediamente elevati del rapporto C-PRT/C-CHO indicano, inoltre, condizioni non limitanti per la crescita degli organismi meio e macrobentonici ed una buona qualità dell'alimento disponibile (Pusceddu, 1999). La biomassa del MPB e dei batteri rappresenta rispettivamente circa il 2% ed il 3% solamente della C-LOM, evidenziando un ruolo non determinante di queste componenti nel trasferimento di energia ai livelli trofici superiori (Cheng *et al*., 1993). Tuttavia, grazie all'elevato contenuto in composti proteici strutturali delle loro cellule, sia il MPB che i batteri aumentano il valore nutrizionale della sostanza organica ingerita dai consumatori di ordine superiore. La macrofauna presenta, infatti, valori non elevati di biomassa, pur trovandosi in una condizione di maggior equilibrio rispetto agli anni passati (Aleffi *et al*., 1996). L'aumentata biodiversità potrebbe, inoltre, riflettere una maggior diversificazione delle abitudini alimentari e quindi una modificazione dei rapporti trofici (Cheng *et al*., 1993). Il MPB sembra tuttavia rappresentare una sostanziale risorsa trofica per la meiofauna, come suggerito dalla relazione positiva tra l'abbondanza dei nematodi e la biomassa del MPB nei primi 3 cm di sedimento ($r = 0.82$; $p < 0.01$) (Manini *et al*., 2000; Moodley *et al*., 2000). La meiofauna d'altra parte sembra esercitare un controllo diretto sui batteri di maggiori dimensioni. Questi ultimi sono infatti caratterizzati da abbondanze più elevate negli strati profondi del sedimento dove, a causa dei ridotti spazi interstiziali, i potenziali predatori sono scarsi o del tutto assenti.

Il microfitobenthos può quindi influenzare le caratteristiche trofiche del sedimento, sia attraverso il rilascio di una parte del carbonio organico fotoassimilato, rapidamente utilizzabile dai batteri, sia costituendo una sostanziale risorsa alimentare per i livelli trofici superiori.

Summary

In the central part of the Gulf of Trieste (North Adriatic Sea), where the euphotic zone usually reachs the water-sediment interface, the microphytobenthos (MPB) is exclusively due to epipelic diatoms. Surface patterns of MPB biomass and production were significantly related to P.A.R. levels strengthen the irradiance availability as limiting factor for the efficiency of benthic photosynthesis. The balance between gross primary production (PPL) and total respiration (R) as a measure of ecosystem trophic status was used. The study site was characterised by a clear seasonal variation of PPL:R ratio. In spring, when ratios > 1 indicated photoautotrophically dominated community, high production rates were able to sustain the relatively low heterotrophic metabolism. The photoassimilated carbon

influenced the quality of sedimentary organic matter, lowering the C-PRT/C-CHO ratio to indicate a high prevalence of soluble carbohydrates originating from MPB. Bacteria were able to immediately use this new organic carbon avoiding to waste energy in producing exoenzymes. The higher Tdr/Leu ratio indicated a prevalent duplicative metabolism. In summer primary production was still high, but, the carbon demand of benthic community drastically increased determining a balance of photoautotrophic and heterotrophic processes with PPL:R ratios near to the unit. The biopolymeric carbon was mostly composed by proteins used by bacteria through extracellular hydrolyses. Aminopeptidase, in fact, was the enzyme expressing the highest activity. The Tdr/Leu ratio decrease suggested a prevalent role of the metabolic growing processes. In fall-winter the respiration exceeded the microalgal production (PPL:R <1). The amount of new photosynthesised carbon was unable to sustain the benthic community metabolism. The labile organic carbon was mostly composed by proteins again. The aminopeptidase activity kept high and the low Tdr/Leu ratio confirmed the high protein synthesis rate. The positive relation between MPB biomass and meiobenthic abundance suggested also the important role of MPB as substantial food source for benthic animals.

Ringraziamenti

Gli autori desiderano ringraziare il dott. Francesco Tamberlich per i dati relativi al carbonio organico.

Bibliografia

ALEFFI F., GORIUP F., OREL G., ZUCCARELLO V. (1996) - Analysis of macrobenthic community structure in three areas of the Gulf of Trieste. *Annales*, **6**: 39-44.

BARRANGUET C. (1997) - The role of microphytobenthic primary production in a Mediterranean mussel culture area. *Estuar. Coast. Shelf Sci*., **44**: 753-765.

BLANCHARD G.F., PATERSON D.M., STAL L.J., RICHARD P., GALOIS R., HUET V., KELLY J., HONEYWILL C., DE BROUWER J., DYER K., CHRISTIE M., SEGUIGNES M. (2000) - The effect of geomorphological structures on potential biostabilisation by microphytobenthos on intertidal mudflats. *Cont. Shelf Res*., **20**: 1243-1256.

BUFFAN-DUBAU E., CARMAN K.R. (2000) - Diel feeding bahavior of meiofauna and their relationships with microalgal resources. *Limnol. Oceanogr*., **45**(2): 381-395.

CAHOON L.B., COOKE J.E. (1992) - Benthic microalgal production in Onslow Bay, North Carolina, USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **84**: 185-196.

CHENG I.J., LEVINTON J.S., McCARTNEY M., MARTINEZ D., WEISSBURG M.J. (1993) - A bioassay approach to seasonal variation in the nutritional value of sediment. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **94**: 275-285.

COVELLI S., FAGANELI J., HORVAT M., BRAMBATI A. (1999) - Porewater distribution and benthic flux measurements of mercury and methylmercury in the Gulf of Trieste. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **48**: 415-428.

DANOVARO R., FABIANO M., DELLA CROCE N. (1993) - Labile organic matter and microbial biomasses in deep sea sediments (Eastern Mediterranean Sea). *Deep-Sea Res*., **40**: 953-965.

DANOVARO R., FABIANO M., ALBERTELLI G., DELLA CROCE N. (1995) - Vertical distribution of meiobenthos in bathyal sediments of the Eastern Mediterranean Sea: relationship with labile organic matter and bacterial. *PSZN Mar. Ecol*., **16**(2): 103-116.

DELLA CROCE N., CATTANEO VIETTI R., DANOVARO R. (1997) - *Ecologia e protezione dell'ambiente marino costiero.* UTET: 426 pp.

DE VITTOR C., FALCONI C., PREDONZANI S., FONDA-UMANI S. (2000) - Effetti della mitilicoltura sui sedimenti costieri del Golfo di Trieste. *Biol. Mar. Medit*., **7**(1): 85-92.

EDLER L. (1979) - *Recommendations for marine biological studies in the Baltic sea.* National Swedish Env. Prot. Bd.: 38 pp.

FICHEZ R. (1991) - Composition and fate of organic matter in submarine cave sediments; implication for the biogeochemical cycle of organic carbon. *Oceanol. Acta*, **14**: 369-377.

FUHRMAN J.A., AZAM F. (1982) - Thymidine incorporation as a measure of heterotrophic bacterioplankton in marine surface waters: evaluation and field results. *Mar. Bol*., **66**: 109-122.

HERNDL G.J., PEDUZZI P., FANUKO N. (1989) - Benthic community metabolism and microbial dynamics in the Gulf of Trieste (northern Adriatic Sea). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **53**: 169-178.

HOPPE H.G. (1983) - Significance of exoenzymatic activities in the ecology of brackish waters: measurements by means of methylumbelliferyl-substrates. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **11**: 299-308.

KEMP W.M., SMITH E.M., MARVIN-DIPASQUALE M., BOYNTON W.R. (1997) - Organic carbon balance and net ecosystem metabolism in Chesapeake Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **150**: 229-248.

KEMP W.M., FAGANELI J., PUSKARIC S., SMITH E.M., BOYNTON W.R. (1999) - Pelagic-benthic coupling and nutrient cycling. In: Malone T., Malej A., Harding L.W., Smodlaka N., Turner R.E. (eds), *Ecosystem at the Land-Sea Margin*: 295-339.

KIRSCHNER A.K.T., VELIMIROV B. (1999) - Benthic bacterial secondary production measured via simultaneous ^{3}H-thymidine and ^{14}C-leucine incorporation, and its implication for the carbon cycle of a shallow macrophyte-dominated backwater system. *Limnol. Oceanogr.*, **44**: 1871-1881.

LIVINGSTON R.J. (2001) - *Eutrophication processes in coastal systems*. CRC Press LLC: 327 pp.

MACINTYRE H.L., GEIDER R.J., MILLER D.C. (1996) - Microphytobenthos: The ecological role of the "secret garden" of unvegetated, shallow-water marine habitats: I. Distribution, abundance and primary production. *Estuaries*, **19**: 186-201.

MANINI E., DANOVARO R., FABIANO M. (1999) - Early diagenesis of sedimentary organic matter and bacterial response in a frontal system of the Adriatic Sea: preliminary results. *Atti AIOL*, **13**: 271-279.

MANINI E., GAMBI C., DANOVARO R., FABIANO M. (2000) - Meiobenthic grazing rates on bacteria and microphytobenthos in the Northern Adriatic Sea: preliminary results. *Biol. Mar. Medit.*, **7** (1): 233-238.

MONTAGNA P.A. (1982) - Sampling design and enumeration statistics for bacteria extracted from marine sediments. *Appl. Envir. Microbiol.*, **43**: 1366-1372.

MOODLEY L., CHEN G., HEIP C., VINCX M. (2000) - Vertical distribution of meiofauna in sediments from contrasting sites in the Adriatic Sea: clues to the role of abiotic cersus biotic control. *Ophelia*, **53** (3): 203-212.

PUSCEDDU A. (1999) - Composition of particulate organic matter in two mediterranean coastal lagoons. *Atti AIOL*, **13**: 55-64.

SCHWINGHAMER P., HARGRAVE B., PEER D., HAWKINS C.M. (1986) - Partitioning of production and respiration among size groups of organisms in an intertidal benthic community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **31**: 131-142.

SMITH D.C., AZAM F. (1992) - A simple, economical method for measuring bacterial protein synthesis rates in sea water using ^{3}H-leucine. *Mar. Microb. Food Webs*, **6**: 107-114.

STRICKLAND J.D.H., PARSONS T.R. (1972) - A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Bd.,* Canada, Ottawa: 167 pp.

SUNDBÄCK K., MILES A., GÖRANSSON E. (2000) - Nitrogen fluxes, denitrification and the role of microphytobenthos in microtidal shallow-water sediments: an annual study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **200**: 59-76.

VAN DUYL F.C., DE WINDER B., KOP A.J., WOLLENZIEN U. (1999) - Tidal coupling between carbohydrate concentrations and bacterial activities in diatom-inhabited intertidal mudflats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **191**: 19-32.

WELKER C., NICHETTO P. (1996) - The influences of mucous aggregates on the microphyto-benthic community in the Northern Adriatic Sea. *PSZN Mar. Ecol.*, **17**: 473-479.

WOLFSTEIN K., COLIJN F., DOERFFER R. (2000) - Seasonal dynamics of microphytobenthos biomass and photosynthetic characteristics in the Northern German Wadden Sea, obtained by the photosynthetic light dispensation system. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **51**: 651-662.

Il presente lavoro è stato realizzato con il supporto finanziario della Comunità Economica Europea e della Regione Friuli Venezia-Giulia, Direzione dell'Ambiente – Progetto INTERREG 2 Italia-Slovenia.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 208-212

N. Ungaro, M. Martino*, G. Strippoli, C.A. Marano

Laboratorio Provinciale di Biologia Marina, Molo Pizzoli, Porto - 70123 Bari, Italia.
*Dip. Produzione Animale, Facoltà di Agraria, Università di Bari, Bari, Italia.

NUOVI REPERTI ITTIOLOGICI SUI FONDI MESOBATIALI DELL'ADRIATICO MERIDIONALE

NEW ICHTHYOLOGICAL RECORDS OFF THE SOUTHERN ADRIATIC MESOBATHYAL BOTTOMS

Abstract

Bathypterois mediterraneus *Bauchot, 1962, and* Melanostigma atlanticum *Koefoed, 1952, have been recorded for the first time in the deep basin of the Adriatic Sea. Morphometry and meristic features are reported for* B. mediterraneus*,* M. atlanticum *and* Cataetyx alleni *(Byrne 1906).*

Key-words*: fish, first records, deep waters, Adriatic Sea.*

Introduzione

La fauna ittica batiale dell'Adriatico meridionale è stata studiata in maniera abbastanza approfondita, almeno con riferimento alla composizione in specie dell'intervallo batimetrico 200-800 m (Bombace e Froglia, 1973; Fabiano e Fabiano, 1977; Bello e Rizzi, 1988; Vaccarella *et al*., 1992; Ungaro *et al*., 1995, 1998).

Negli ultimi due anni nuove specie si sono aggiunte alle liste preesistenti. Infatti, oltre alla segnalazione di *Nemichthys scolopaceus* Richardson, 1848 (Ungaro *et al*., 1999), è stato possibile ottenere dati anche da quelle aree mesobatiali dell'Adriatico poco o per nulla indagate precedentemente (profondità comprese tra gli 800 ed i 1200 m). Proprio nella fossa del basso Adriatico è stata accertata la presenza di *Cataetyx alleni* (Byrne, 1906), *Lepidion lepidion* (Risso 1810) (Ungaro *et al*., 2001 a) ed una specie profonda appartenente al genere *Caelorhyncus* (Ungaro *et al*., 2001 b) molto vicina alla specie *Caelorhyncus labiatus,* i cui sinonimi utilizzati nei mari italiani sono *Caelorhyncus vaillanti* e *Caelorhyncus occa.*

Durante l'anno 2000, nel pescato relativo a due cale a strascico tra i 1100 ed i 1200 metri di profondità, sono stati raccolti alcuni esemplari ascrivibili a due specie non ancora segnalate per il bacino in oggetto: *Bathypterois mediterraneus* Bauchot, 1962 (Chlorophthalmidae), e *Melanostigma atlanticum* Koefoed, 1952 (Zoarcidae). La prima delle due specie è abbastanza comune nel Mediterraneo (Bauchot, 1962; Raimbault, 1963; Tortonese e Relini-Orsi, 1970; Morales-Nin *et al*., 1996), mentre la seconda è stata segnalata poche altre volte (Relini-Orsi e Relini, 1973; Stefanescu *et al*., 1992).

In questa nota si riportano alcuni dati morfometrici e meristici degli esemplari raccolti. Inoltre è riportata la stessa tipologia d'informazione anche per un individuo identificato come *Cataetyx alleni* (Bythitidae) specie che, seppure segnalata precedentemente nel Mediterraneo occidentale (Relini-Orsi, 1971; Matallanas, 1983; Stefanescu *et al*., 1992), sembra essere particolarmente rara nell'intero bacino.

Materiali e metodi

Gli esemplari di *Bathypterois mediterraneus* Bauchot, 1962, *Melanostigma atlanticum* Koefoed, 1952, e *Cataetyx alleni* (Byrne, 1906) sono stati raccolti nel pescato di due cale a strascico su un fondale tra 1100 e 1200 metri di profondità nel Basso Adriatico (Fig. 1). La rete a traino utilizzata per la cattura, con maglia al sacco (stirata) di 32 mm, è stata modificata parzialmente nell'assetto; infatti, a causa della profondità di impiego, si è preferito un unico cavo di traino (al posto di due) agganciato ad una forcella predisposta sull'imboccatura.

Gli individui delle specie in oggetto sono stati analizzati, rilevando alcune misure morfometriche (al decimo di millimetro) ed alcuni caratteri meristici distintivi. Tutte le misure ed i conteggi sono stati effettuati utilizzando un calibro digitale ed un sistema di videoanalisi.

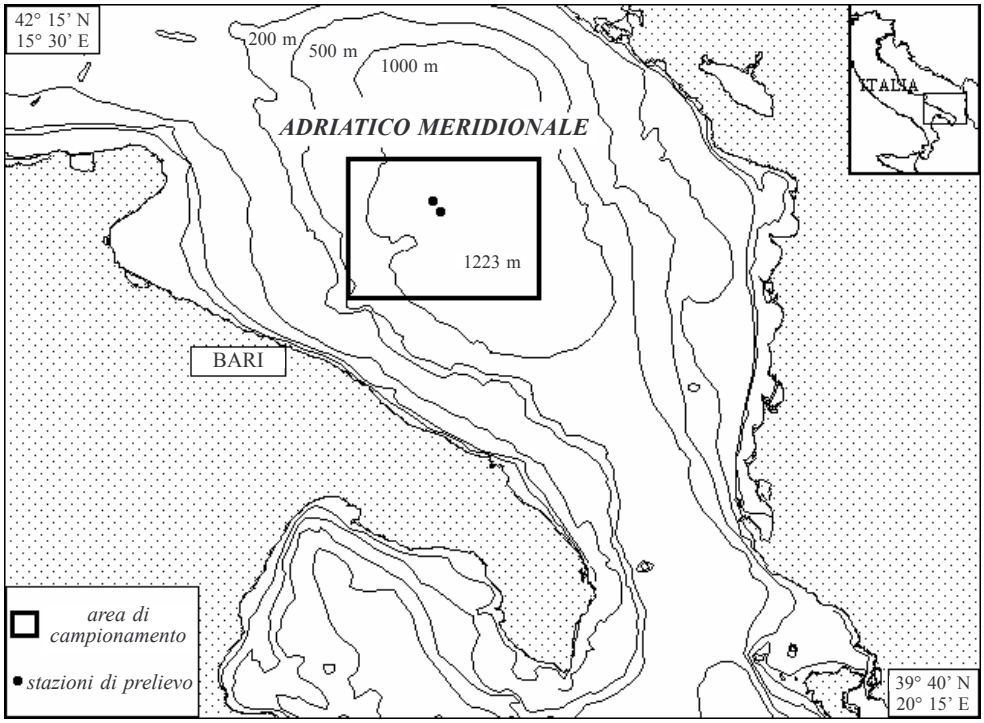


Fig. 1 - Cartina dell'area con l'indicazione delle cale dove sono stati effettuati i ritrovamenti.
Investigated area and positive stations to the species.

Risultati

Bathypterois mediterraneus. Sono stati esaminati quattro esemplari con lunghezza standard compresa tra 45.5 e 76.9 mm (Tab. 1).

Melanostigma atlanticum. Un solo esemplare catturato ed esaminato, la cui lunghezza totale è risultata pari a 93.9 mm (Tab. 2).

Cataetyx alleni. Un solo esemplare esaminato, con lunghezza standard pari a 102 mm (Tab. 3).

Tab. 1 - *Bathypterois mediterraneus:* caratteri morfometrici e meristici (nell'ultima colonna sono riportati i rapporti % medi rispetto alla lunghezza standard).

Bathypterois mediterraneus: *morphometric and meristics features (in the last column are reported mean ratio - % - values with respect to standard length).*

Esemplare	**1**	**2**	**3**	**4**	
Lunghezza totale (mm)	-	53.5	70.3	92.5	118%
Lunghezza standard (mm)	71.7	45.5	60.4	76.9	
Lunghezza all'opercolo (mm)	17.2	12.1	15.1	19.3	25%
Lunghezza alla prima dorsale (mm)	30.6	21.1	26.5	34.0	44%
Lunghezza raggio max pinna pettorale (mm)	68.2	42.4	58.4	82.8	98%
Lunghezza labbro inferiore (mm)	8.3	4.9	15.5	11.0	16%
Altezza alla prima dorsale (mm)	9.7	5.4	7.7	11.5	13%
Pinna dorsale (raggi)	10	10	14	15	
Pinna pettorale (raggi)	8	8	9	9	
Pinna anale (raggi)	8	9	9	9	
Pinna caudale (raggi)	-	22	22	21	
Pinna pelvica (raggi)	-	8	8	8	

Tab. 2 - *Melanostigma atlanticum:* caratteri morfometrici e meristici (nell'ultima colonna sono riportati i rapporti % medi rispetto alla lunghezza totale).

Melanostigma atlanticum: *morphometric and meristics features (in the last column are reported mean ratio - % - values with respect to standard length).*

Lunghezza totale (mm)	93.9	
Lunghezza all'opercolo (mm)	13.4	14%
Lunghezza all'ano (mm)	28.8	31%
Lunghezza pinna pettorale (mm)	4.1	4%
Lunghezza labbro superiore (mm)	4.1	4%
Lunghezza labbro inferiore (mm)	3.5	4%
Altezza corpo (all'ano) (mm)	6.3	7%
Pinna pettorale (raggi)	9	
Diametro max occhio (mm)	4.2	5%
Diametro min occhio (mm)	2.9	3%

Tab. 3 - *Cataetyx alleni:* caratteri morfometrici e meristici (nell'ultima colonna sono riportati i rapporti % medi rispetto alla lunghezza standard).

Cataetyx alleni: *morphometric and meristics features (in the last column are reported mean ratio - % - values with respect to standard length).*

Lunghezza standard (mm)	102.0	
Lunghezza all'opercolo (mm)	27.7	27%
Lunghezza all'ano (mm)	50.3	49%
Lungh. labbro inf. (mm)	8.9	9%
Lungh. pinna predorsale (mm)	36.0	35%
Diametro max occhio (mm)	3.5	3%
Diametro min occhio (mm)	2.7	3%
Pinna pettorale (raggi)	32	

Conclusioni

Le misure rilevate, i rapporti morfometrici e le caratteristiche meristiche del *Bathypterois mediterraneus* sono comparabili a quanto riportato in letteratura per la specie (Whitehead *et al*., 1984; Morales-Nin *et al*., 1996). Nel caso di *Melanostigma atlanticum*, le misure rilevate, i rapporti morfometrici e le caratteristiche meristiche sono comparabili a quanto riportato in letteratura per la specie (Whitehead *et al*., 1986). Anche per *Cataetyx alleni* le caratteristiche morfometriche e meristiche sono riconducibili a quanto riportato in letteratura (Relini-Orsi e Relini, 1970; Matallanas, 1983; Whitehead *et al*., 1986).

Come si evidenzia dalle allegate tabelle, per le tre specie sono state considerate alcune misurazioni aggiuntive rispetto a quelle generalmente indicate in bibliografia. Tali dati, insieme alle altre informazioni sulla presenza e le caratteristiche meristiche delle specie, potranno aggiungersi a quanto già noto in letteratura, contribuendo alla conoscenza dell'ittiofauna profonda del Mediterraneo.

Bibliografia

BAUCHOT M.L. (1962) - Description d'un noveau *Bathypterois* méditerranéen (Poisson Clupéiforme Bathypteroidae). Affinités et remarques sur plusieurs espècies du genre. *Vie et Mileu,* **13**: 613-647.

BELLO G., RIZZI E. (1988) - I teleostei raccolti nell'Adriatico meridionale nelle campagne sperimentali di pesca a strascico 1985-87. *Quad. Ist. Ricerche Pesca Marittima,* **5** (1): 77-90.

BOMBACE G., FROGLIA C. (1973) - Premières remarques sur les peuplements de l'étage bathyal de la Basse Adriatique. *Révue des Travaux de l'Institut des Péches maritimes,* **37** (2): 159-161.

FABIANO M., FABIANO A.M. (1977) - Pesci batifili raccolti nel corso delle campagne di pesca della N/R «S. Lo Bianco». *Quad. Lab. Tecnol. Pesca*, **2** (3): 165-174.

MATALLANAS J. (1983) - Primera captura de *Cataetyx alleni* (Byrne, 1906) (Pisces, Bythitidae) en el Mediterraneo espanol. *Investigatiòn Pesq.,* **47** (3): 413-418.

MORALES NIN B., MASSUTTÌ E., STEFANESCU C. (1996) - Bathymetric distribution and growth patterns of *Bathypterois mediterraneus* from the north-western Mediterranean Sea. *J. Fish Biology,* **49** (Suppl. A): 276-288

RAIMBAULT R. (1963) - Notes sur certaines espèces ichthyologiques capturées au cours des campagnes de l'Institut de Péchés en Méditerranée (1957-1961). *Révue des Travaux de l'Institut des Péchés maritimes,* **27** (1): 160-176.

RELINI ORSI L. (1971) - Primo ritrovamento di un adulto di *Oculospinus brevis* Koefoed 1927 in Mediterraneo. *Ann. Mus. Civ. St. Nat. Genova,* **78**: 247-255

RELINI ORSI L., RELINI G. (1973) - Nuove segnalazioni di pesci nel Mar Ligure e composizione dell'ittiofauna (osteitti) dei fondi batiali strascicabili. *Boll. Mus. Ist. Univ. Genova*, **41**: 51-62.

STEFANESCU C., LLORIS D., RUCABADO J. (1992) - Deep-living demersal fishes in the Catalan Sea (western Mediterranean) below a depth of 1000 m. *J. of Natural History*, **26**: 197-213.

TORTONESE E., RELINI ORSI L. (1970) - Osservazioni intorno ad un *Bathypterois* (Pisces) catturato nel golfo di Genova. *Ann. Museo Civ. di Storia Nat. G. Doria,* **78**: 181-188.

UNGARO N., MARANO G., VACCARELLA R. (1995) - Comparazione tra aree batiali strascicabili del Basso Adriatico mediante l'utilizzo dell'analisi fattoriale delle corrispondenze. *Biol. Mar. Medit.* **2** (2): 185-189.

UNGARO N., MARANO G., VLORA A., MARTINO M. (1998) - Space-time variations of demersal fish assemblages in the south-western Adriatic Sea. *Vie et Milieu,* **48** (3): 191-201.

UNGARO N., MARANO C.A., MARSAN R., MARTINO M., MARZANO M.C., STRIPPOLI G., VLORA A. (1999) - Analysis of demersal species assemblages on south Adriatic trawlable bottoms by using Medits data. *Aquatic Living Resources,* **12** (3) : 177-185.

UNGARO N., MARANO G., RIVAS G. (2001 a) - Notes on ichthyofauna of the deep basin of the

Southern Adriatic Sea. *Sarsia,* **86**: 153-156.
UNGARO N., VLORA A., MARANO C.A., RIVAS G. MODICA A. (2001b) - Occurrence and biometrics of a new *Caelorinchus* species (Macrouridae) for the southern Adriatic Sea. *Cybium,* **25** (2): 185-190.
VACCARELLA R., MARANO G., PICCINETTI MANFRIN G., RIZZI E., UNGARO N. (1992) - Nota su alcuni fondi strascicabili epi e meso batiali dell'Adriatico pugliese. *Oebalia,* **17** (Suppl.): 109-116.
WHITEHEAD P.J.P., BAUCHOT M.L., HUREAU J, NIELSEN J, TORTONESE E. (1984) - *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean,* Paris, Unesco, **1**: 1-510.
WHITEHEAD P.J.P., BAUCHOT M.L., HUREAU J, NIELSEN J, TORTONESE E. (1986) - *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean,* Paris, Unesco, **3**: 1015-1473.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 213-216

M. Vallisneri*, C. Piccinetti*°, S. Tommasini*

*Dipartimento di Biologia Evoluzionistica Sperimentale,
Università di Bologna, Via Selmi, 3 – 40126 Bologna, Italia.
°Laboratorio di Biologia Marina e Pesca, Fano, Pesaro, Italia.

OSSERVAZIONI SULLA DISTRIBUZIONE E BIOLOGIA DI *CEPOLA MACROPHTHALMA* (L.1758) (CEPOLIDAE, PERCIFORMES) DEL MARE ADRIATICO

OBSERVATIONS ON THE DISTRIBUTION AND BIOLOGY OF CEPOLA MACROPHTHALMA *(L. 1758) (CEPOLIDAE, PERCIFORMES) IN THE ADRIATIC SEA*

Abstract

A study has been conducted on the distribution pattern and biology of Cepola macrophthalma *(Cepolidae, Perciformes) caught in the Northern and Middle Adriatic sea throughout the 1999-2000 trawl surveys. Findings show: a marked presence of the species in the Northern and Middle Adriatic Sea, mean size at age higher in males than females above 2nd age group and a gonochoric organization of the gonads.*

Key-words: *red bandfish,* Cepola macrophthalma, Cepola rubescens*, bottom trawl, Adriatic Sea.*

Introduzione

La cepola (*Cepola macrophthalma*), pur avendo un modesto valore commerciale, rappresenta comunque una cattura comune della pesca a strascico e svolge un ruolo rilevante a livello delle biocenosi. E' presente in tutto il bacino mediterraneo, compresi i mari italiani, oltre che nell'Atlantico orientale fino alle isole Britanniche verso nord e al Senegal settentrionale verso sud. In questa nota si analizza la distribuzione, la struttura della gonade e la crescita in Adriatico, essendo disponibili scarsi riferimenti bibliografici sui mari italiani ed in particolare sull'Adriatico (Relini *et al*., 1999).

Materiali e metodi

Nell'ambito di progetti di ricerca MEDITS 1999 e 2000 sulla valutazione delle risorse demersali in Adriatico, sono state realizzate due campagne di pesca a strascico (con rete ad apertura verticale di 2,5 m ed orizzontale di 17 m) a profondità comprese fra 15 e 200 m. La specie è stata rinvenuta nel 54% delle cale effettuate (Fig. 1). Su un totale di 1031 esemplari (689 maschi e 342 femmine) sono stati valutati: lunghezza totale (LT mm), classi di età, tramite conteggio degli "annuli" degli otoliti, sesso e struttura gonadica. Le gonadi sono state trattate secondo le classiche tecniche istologiche: fissazione in liquido di Bouin, disidratazione nella serie ascendente degli alcoli, inclusione in paraffina, sezione al microtomo in fette di 10 mm di spessore, colorazione con emallume ed eosina. I preparati sono stati osservati al microscopio sia per la diagnosi sessuale che per la ricerca di eventuali quadri d'inversione sessuale.

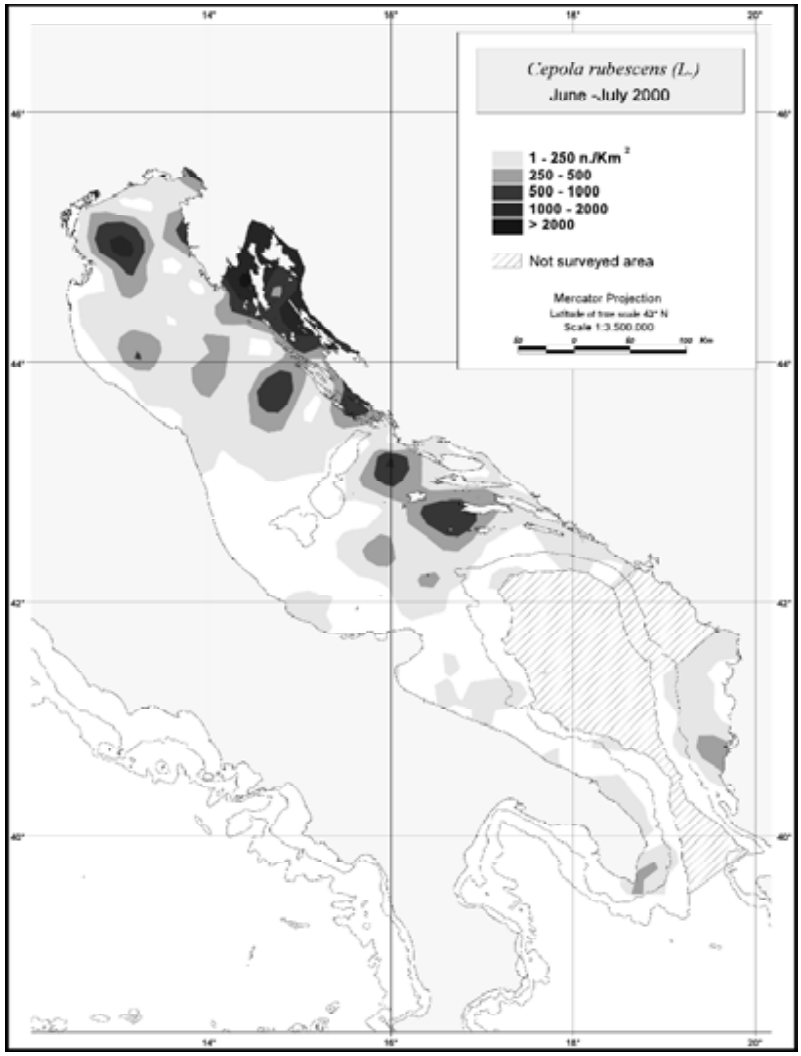


Fig. 1 - Distribuzione di *C. macrophthalma* in Adriatico.
Distribution of C. macrophthalma *in the Adriatic Sea.*

Risultati

La distribuzione della cepola evidenzia una netta prevalenza lungo la fascia costiera dell'Alto e Medio Adriatico e particolarmente nella zona più prossima alla costa croata, prediligendo la fascia costiera a sedimento argilloso e sabbia residuale, ove sono ospitate biocenosi a Tellinidae. La taglia media per classi di età risulta maggiore nei maschi dopo la 2° classe (t-test; $p < 0{,}01$) (Tab. 1). Le gonadi mostrano un'organizzazione dioica con ovari a morfologia uniforme, caratterizzati da ovociti agli stadi iniziali ed intermedi della auxocitosi e testicoli in fase di spermatogenesi e spermioistogenesi (Fig. 2).

Tab. 1 - Relazione delle classi di età con la lunghezza totale (LT mm) nei due sessi di *C. macrophthalma.*
Relationship between age group and total length (LT mm) in the two sexes of C. macrophthalma.

FEMMINE			
Classi di età	N°esemplari	LT (mm)	e.s.
1	16	136	6,79
2	82	229	4,36
3	76	332	5,22
	MASCHI		
Classi di età	N°esemplari	LT (mm)	e.s.
1	11	150	3,93
2	198	290	3,77
3	142	435	4,9

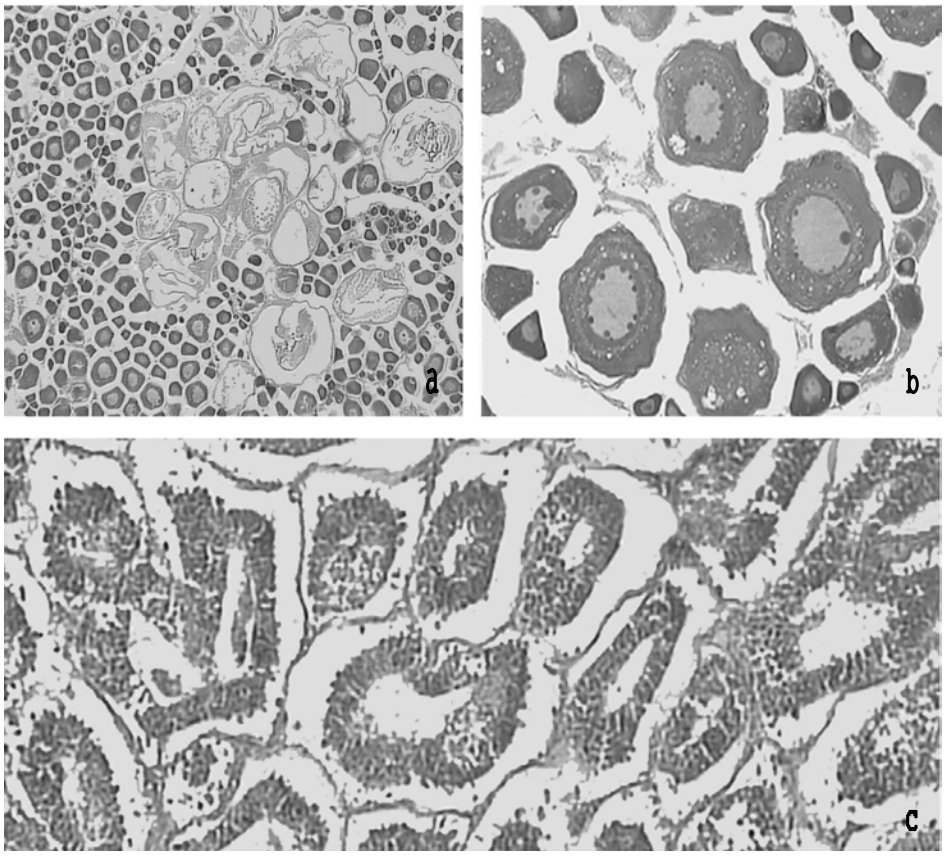


Fig. 2 - Ovario post-deposizionale (a:160×; b:500×) e testicolo maturo (c:200×) di *C. macrophthalma.*
Post-spawning ovary (a:160×; b:500×) and mature testis of C. macrophthalma *(c:200×).*

Conclusioni

C. macrophthalma presenta una netta prevalenza nel Nord e Medio Adriatico. L'accrescimento differenziale tra i sessi a favore dei maschi, pur attestandosi su dimensioni più elevate in Adriatico, presumibilmente in relazione a situazioni ambientali diverse, trova riscontro in letteratura (Zamboni *et al*., 1990 per il mar Ligure; Stergiou *et al*., 1996 per il mar Egeo). Si conferma l'organizzazione dioica della gonade già rilevata per le cepole del mar Ligure (Isola e Relini, 1984) e del mar Egeo (Stergiou *et al*., 1996), in antitesi con i risultati di Vives *et al*. (1959) che indica ermafroditismo proteroginico per le cepole spagnole.

Bibliografia

ISOLA G., RELINI G. (1984) – Note on reproductive patterns observed in ottertrawl catches of *Cepola macrophthalma* (L.) in the Ligurian Sea. *Nova Thalassia*, **6** (Suppl.): 705 pp.

RELINI G., BERTRAND J., ZAMBONI A. (1999) – Synthesis of the knowledge on bottom fishery resources in Central Mediterranean (Italy and Corsica). *Biol. Mar. Medit*., **6** (Suppl.): 160-164.

STERGIOU K.I., ECONOMIDIS P., SINIS A. (1996) – Sex ratio, spawning season and size at maturity of red bandfish in the western Aegean Sea. *J. Fish Biol*., **49**: 561-572.

VIVES F., SAU P., PLANAS A. (1959) – Sobre la biologia de la cinta (*Cepola rubescens*). *Investigation Pesq.*, **14**: 3-23.

ZAMBONI A., CAPPANERA M., FIORENTINO F. (1990) - Primi dati sull'accrescimento di *Cepola rubescens* L., 1766 in mar Ligure. *Oebalia*, **16** (2 Suppl): 813-815.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 217-219

S. Raicevich*, F. Da Ponte, F. Pranovi, O. Giovanardi*

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università Ca' Foscari, Castello 2737/B
30123 Venezia, Italia.
*ICRAM, loc. Brondolo - 30015 Chioggia, Venezia, Italia.

LA PESCA A STRASCICO IN ALTO ADRIATICO E L'UTILIZZO DEL SIDE SCAN SONAR QUALE POSSIBILE STRUMENTO PER LA VALUTAZIONE DELLO SFORZO

SIDE SCAN SONAR SURVEY AS A TOOL TO ASSESS TRAWL FISHING EFFORT

Abstract

Side Scan Sonar surveys were carried out during summer 2000 in the Northern Adriatic Sea in order to test this tool for an independent evaluation of bottom trawl fishing effort. Results confirmed that Side Scan Sonar can detect bottom gear tracks and that commercial fishing exploitation patterns are compatible with the selected spatial scale.

Key-words*: fishing effort, Side Scan Sonar, Adriatic Sea.*

Introduzione

Nell'attuale stato di crisi delle risorse alieutiche a livello globale (Caddy, 1999) e nell'ambito della ricerca di nuove strategie gestionali, una notevole importanza riveste la possibilità di ottenere dati attendibili sullo sforzo di pesca esercitato su una determinata area e/o risorsa. Infatti, la comprensione dei processi indotti da tale attività (si pensi ad esempio all'alterazione delle comunità bentoniche) è strettamente legata ad una precisa conoscenza della distribuzione spaziale e temporale dello sforzo di pesca (Craeymeersh *et al.*, 2000). Inoltre, solo possedendo queste informazioni, è possibile mettere in atto adeguate strategie gestionali, valutandone successivamente l'efficacia. Tutto ciò risulta ancor più necessario in zone soggette ad elevata pressione di pesca, quali ad esempio il bacino alto Adriatico (Ardizzone, 1994), dove è presente una intensa attività di pesca con attrezzi a strascico quali la coccia ed il rapido nonché con draghe idrauliche. La sola pesca dei pesci piatti con il rapido (un attrezzo ad elevato impatto dotato di una bocca rigida con una fila di denti metallici che 'interagiscono' con il sedimento) è in grado di coprire tutte le aree commerciali sottocosta in media 8 volte in un anno (Raicevich, 2000). Con questo lavoro ci si propone di valutare l'efficacia dei rilievi acustici acquisiti mediante Side Scan Sonar (SSS) per una valutazione indipendente dello sforzo di pesca tramite l'identificazione e la quantificazione delle tracce lasciate sul fondo dal passaggio di attrezzi a strascico.

Materiali e metodi

I rilievi mediante SSS (modello EG&G 272-TD; consolle modello EG&G 260-TH; scala laterale 100 m; frequenza utilizzata 100 khz) sono stati effettuati nell'estate 2000 nelle aree del litorale veneziano prospicienti alla foce

di Piave Vecchia (prof. 16 m) ed alla bocca di porto di Lido (prof. 11 m). Le acquisizioni sono state realizzate utilizzando la fine del fermo biologico come 'tempo zero' e monitorando le aree sfruttate in momenti successivi (2, 15 e 30 giorni dopo) per un totale di 30 acquisizioni della lunghezza di circa 1000 m ciascuna. Prove condotte in precedenza 'seguendo' pescherecci commerciali durante le normali operazioni di pesca, o operando all'interno di zone interdette all'attività di pesca mediante delle cale sperimentali (Pranovi *et al.*, 2000), hanno consentito rispettivamente una analisi preliminare della tipologia di firma acustica lasciata dal passaggio dell'attrezzo e la verifica della sua durata mediante acquisizioni realizzate a diversi intervalli di tempo dal passaggio sperimentale. Nel caso delle operazioni sperimentali, l'area è stata opportunamente marcata per escludere la realizzazione di altri passaggi con attrezzi da pesca e la tipologia delle 'strutture' create dal passaggio del rapido è stata verificata anche mediante immersioni (Raicevich, 2000).

Risultati

Le prove condotte in aree interdette alla pesca hanno permesso di verificare che il rapido e la coccia lasciano delle firme acustiche chiaramente rilevabili tramite SSS.

In particolare, si è osservato che un singolo passaggio di rapido è rilevabile per almeno tre mesi su sedimento sabbioso (prof. 24 m) e per un mese su sedimento fangoso (prof. 16 m).

I rilievi subacquei hanno confermato la presenza di un leggero 'solco' con rilievi ondulati lungo i lati nel primo caso, mentre su sedimento fangoso hanno evidenziato un solco maggiormente definito.

Nelle aree commerciali è stato possibile verificare come la firma acustica del rapido sia facilmente distinguibile per la presenza di 4 tracce parallele della larghezza di circa 3 m corrispondenti al numero di attrezzi trainati da ciascun peschereccio (Fig. 1b). La coccia è invece riconoscibile per il solco più stretto lasciato da ciascun divergente.

In figura 1 sono riportati, a titolo d'esempio, alcuni particolari dei rilevamenti effettuati durante il fermo biologico e 2 giorni dopo la sua fine nei pressi della bocca di porto di Lido (sedimento fangoso, prof. 11 m).

Dall'analisi dell'immagine risulta evidente lo sfruttamento cui è sottoposta l'area dopo soli 2 giorni di attività commerciale: si evidenzia infatti la presenza di almeno 5 nuovi passaggi con rapido e di 3 segnali corrispondenti ai divergenti delle cocce.

Le stime effettuate indicano quindi che circa il 40% dell'area rappresentata in figura (800 × 200 m) è stata esplorata da attrezzi a strascico. Nell'area prospiciente porto di Piave Vecchia non si evidenzia invece la presenza di nuovi solchi.

Discussione e conclusioni

I risultati ottenuti confermano, come affermato da altri autori (cfr. Newton e Stefanon, 1975), le potenzialità dell'utilizzo dell' "acoustic remote sensing" come strumento per una valutazione indipendente dello sforzo di pesca.

Le immagini acquisite consentono di quantificare con sufficiente precisione la superficie effettivamente esplorata da attrezzi a strascico quali rapido e coc-

cia. La rilevabilità del solco sembra essere influenzata dal tipo di sedimento e di battente d'acqua presenti, ma ulteriori verifiche devono essere condotte anche allo scopo di valutare l'influenza delle condizioni meteomarine, come ad esempio eventi di tempesta. La scala di applicazione sembra essere compatibile con quella dell'attività di pesca commerciale, consentendo così un esame attendibile dell'estensione del disturbo provocato dalla pesca a strascico sull'habitat bentonico.

La realizzazione di campagne di monitoraggio tramite SSS su aree intensamente sfruttate dall'attività di pesca a strascico, appare dunque uno strumento utile per la quantificazione dello sforzo effettivo, l'analisi della sua distribuzione e la comprensione delle modificazioni indotte sull'ambiente.

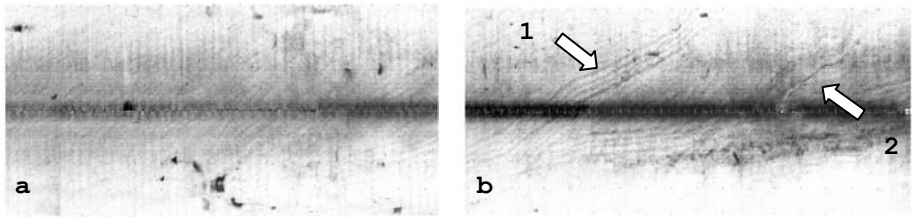


Fig. 1 - Immagine ottenuta mediante SSS nei pressi della Bocca di Porto di Lido durante il fermo biologico (a) e due giorni dopo la ripresa dell'attività di pesca (b). 1: firma acustica di quattro rapidi in pesca. 2: firma acustica di un divergente.

Side Scan Sonar imagery acquired nearby the Bocca di Porto of Lido during the 'temporal fishing ban' (a) and two days after the start of fishing activity (b). 1: rapido trawl tracks. 2: otter board track.

Bibliografia

ARDIZZONE G.D. (1994) - An attempt of a global approach for regulating the fishing effort in Italy. *Biol. Mar. Med.,* **1**: 109-113.

CADDY J.F. (1999) - Fisheries management in the twenty-first century: will new paradigms apply? *Rev. Fish. Biol. Fish.,* **9**: 1-43.

CRAEYMEERSCH J.A., PIET G.J., RIJNSDORP A.D., BUIJS J. (2001) – Distribution of macrofauna in relation to the micro-distribution of trawling effort. In: Kaiser M.J., De Groot S.J. (eds), *Effects of fishing on non-target species and habitats*: 187-197.

NEWTON R.S., STEFANON A. (1975) - Application of Side-Scan Sonar in Marine Biology. *Mar. Biol.,* **3**: 287-291.

PRANOVI F., RAICEVICH S., FRANCESCHINI G., FARRACE M.G., GIOVANARDI O. (2000) - 'Rapido' trawling in the Northern Adriatic Sea: effects on benthic communities in an experimental area. *ICES J. Mar. Sci*., **57**: 517-524.

RAICEVICH S. (2000) – *La pesca con il rapido in nord Adriatico: effetti sulle comunità bentoniche ed implicazioni gestionali.* Tesi di Laurea. Università Ca' Foscari di Venezia, A.A. 1998-1999: 104 pp.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 220-224

D. Barletta

Istituto di Scienze del Mare, Università di Ancona, Via Brecce Bianche - 60131 Ancona, Italia.

CARATTERISTICHE STRUTTURALI E FUNZIONALI DELLA MACCHIA A *ZOSTERA MARINA* L. NEL PORTO DI NUMANA (ANCONA, MARE ADRIATICO)

ZOSTERA MARINA *L. (EELGRASS) BED IN THE NUMANA PORT (ANCONA, ADRIATIC SEA): STRUCTURAL AND PHOTOSYNTHETIC CHARACTERISTICS*

Abstract

Structural and photosynthetic characteristics of Zostera marina *in the port of Numana (Adriatic Sea) were investigated and related with environmental conditions. Preliminary results indicate that this species exhibits a low growth capacity and suggest a possible relationship between maximum photosynthetic rates and temperature patterns.*

Key-words: *Adriatic Sea,* Zostera marina, *photosynthesis.*

Introduzione

Zostera marina è la fanerogama più diffusa delle acque costiere temperate dell'emisfero boreale (den Hartog, 1970).

In Mediterraneo questa specie è rara e mostra una distribuzione disomogenea: è stata segnalata in una laguna salmastra nel nord-est della Spagna (Marbá *et al.*, 1996), nella parte più settentrionale del Mare Adriatico (Simonetti, 1973; Caniglia *et al.*, 1992) e nel Mar Nero (Milchakova, 1999).

Recentemente questa specie è stata rinvenuta a 2 metri di profondità nel porto turistico di Numana (Adriatico Settentrionale; Lat. 43°30' N - Long. 13°37' E; Fig. 1). Un'intensa attività di dragaggio durante la primavera del 2000 ha purtroppo ridotto il popolamento ad una macchia di circa 16 m^2. In questo studio si riportano i risultati preliminari delle indagini svolte sulle caratteristiche strutturali del prato e sulle proprietà eco-fisiologiche della pianta, per le quali, data l'esigua estensione del prato, si è potuto evitare un campionamento eccessivamente distruttivo. Lo studio si propone di valutare la potenziale espansione di questa specie nell'area di rinvenimento.

Materiali e metodi

Con cadenza mensile, da agosto 2000 a maggio 2001, sono state stimate in triplicato: la densità dei ciuffi nel prato, utilizzando quadrati di plastica di 25 cm di lato (Dennison e Albert, 1985) e l'altezza media del prato, misurando le foglie più lunghe presenti sui ciuffi rinvenuti nel quadrato. Per caratterizzare le capacità funzionali della pianta, sono stati prelevati 3 ciuffi per misure di fotosintesi (Dennison e Albert, 1985), condotte in laboratorio secondo le procedure descritte da Delieu e Walker (1972). I valori del massimo tasso di fotosintesi (P_{max}), dell'intensità di compensazione (I_c) e saturazione (I_k) fotosintetica della luce ed i tassi respiratori (R) sono stati ricavati dalle curve di fotosintesi-irra-

dianza ($P_{vs}I$). Ad ogni data di campionamento venivano misurate l'intensità della radiazione luminosa (PAR) con un sensore quantico sferico (Li-Cor, LI-250) e la temperatura con termometro a rovesciamento. Campioni di sedimento sono stati inoltre raccolti per le misure granulometriche.

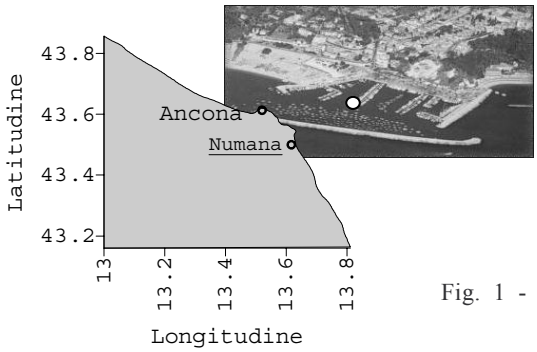


Fig. 1 - Area di campionamento e localizzazione del prato.
Sampling site and meadow location.

Risultati

Nel periodo di studio i valori di temperatura, costanti lungo la colonna d'acqua, sono variati da 9 a 26.2°C (Fig. 2). Il sedimento era costituito prevalentemente dalla frazione sabbiosa (60%) e limosa (32%). Il coefficiente di variazione (CV) della densità dei ciuffi era generalmente basso (in media 12.9%), con valori più elevati durante il periodo estivo (CV = 17.2%) (Fig. 3).

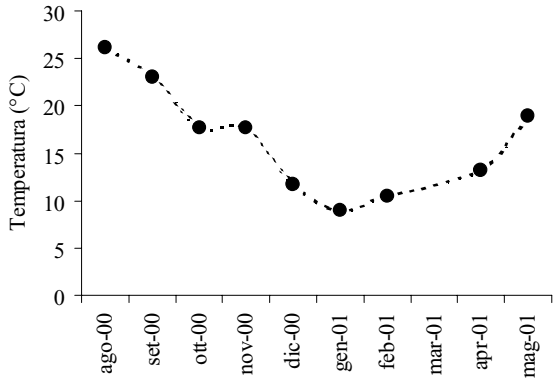


Fig. 2 - Andamento temporale dei valori di temperatura.
Time course of temperature values.

Nel periodo primaverile sono stati ritrovati ciuffi fertili, anche se, almeno fino a giugno 2001, l'antesi non era stata ancora osservata. L'altezza media dei ciuffi nel prato non ha mostrato variazioni temporali statisticamente significative, con valori compresi tra 34.8 ± 2.2 cm in ottobre 2000 e 46.8 ± 3.4 cm in maggio 2001

(Fig. 4). L'intensità della radiazione luminosa (PAR) a quota sub-superficiale è aumentata da 146±4.5 µmoli quanti m^{-2} s^{-1} in dicembre 2000 a 2083±14 µmoli quanti m^{-2} s^{-1} in maggio 2001 (Fig. 5). I valori di P_{max} (Tab. 1), ricavati dalle curve $P_{vs}I$, hanno mostrato variazioni temporali statisticamente significative (ANOVA, $p<0.05$) e sono risultati correlati con la temperatura ($r=0.74$, $p<0.05$). I valori di R e di I_c non hanno mostrato variazioni temporali statisticamente significative (Tab. 1), mentre il valore di I_k nell'agosto 2000 era circa 1.6 volte più alto che nel resto del periodo di studio (Tab. 1).

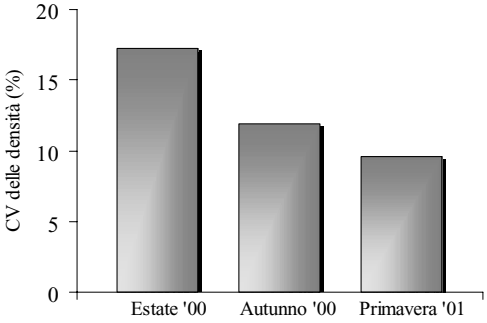


Fig. 3 - Coefficiente di variazione (CV) della densità dei ciuffi nel periodo di campionamento.
Coefficient of variation of shoots density during the study period.

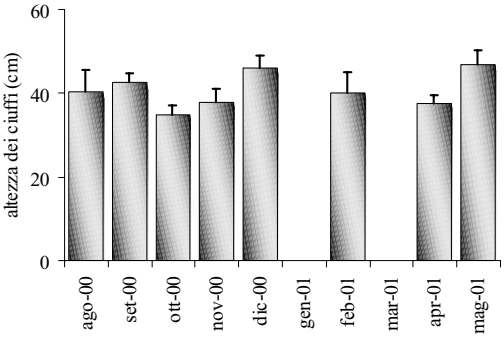


Fig. 4 - Andamento temporale dell'altezza media dei ciuffi.
Temporal changes in shoots mean height.

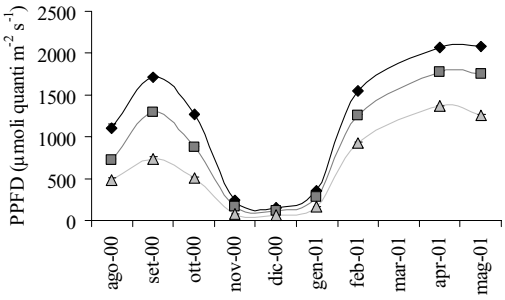


Fig. 5 - Variazioni temporali dei valori di irradianza quantica (PPFD).
Temporal changes in quantic irradiance values (PPFD).

Tab. 1 - Caratteristiche fotosintetiche di *Zostera marina*.
Photosynthetic characteristics of Zostera marina.

Data	P_{max}	R	I_c	I_k
	µmoli O_2 dm^{-2} h^{-1}		µmoli quanti m^{-2} s^{-1}	
Agosto '00	41.7	-7.2	11.6	86.0
Settembre '00	40.2	-9.1	8.8	51.3
Ottobre '00	39.0	-11.2	9.0	45.3
Novembre '00	49.0	-10.5	8.6	56.4
Dicembre '00	27.3	-6.9	11.2	59.1
Febbraio '01	24.4	-4.8	9.4	61.4
Aprile '01	23.4	-6.8	9.2	45.6

Discussione e conclusioni

La profondità di impianto e le caratteristiche granulometriche del substrato misurate nel porto di Numana sono in accordo con le caratteristiche ambientali riportate da altri autori per i pochi siti in cui *Z. marina* è stata ritrovata nel Mar Mediterraneo (Caniglia *et al.*, 1992; Buia e Marzocchi, 1995; Milchakova, 1999).

L'ampia escursione termica stagionale (~17°C) evidenzia l'elevato grado di euritermia di questa specie (den Hartog, 1970).

I bassi valori dei CV delle densità dei ciuffi indicano una sostanziale stabilità temporale delle caratteristiche strutturali del prato. La maggiore variabilità registrata in estate è, probabilmente, legata all'intensa attività da diporto cui l'area è soggetta in questo periodo dell'anno.

Nelle regioni temperate, la variabilità temporale dei parametri di crescita delle fanerogame marine è legata alle variazioni climatiche stagionali dell'intensità luminosa e della temperatura (Setchell, 1929; Jacobs, 1979).

Nel porto di Numana, la quantità di luce che l'apparato fogliare di *Z. marina* riceve è stata, durante le misurazioni, sempre maggiore dell'I_k. Questi risultati fanno ipotizzare che l'intensità della radiazione luminosa non costituisca un fattore limitante lo sviluppo della pianta.

I valori di P_{max} sono significativamente correlati a quelli di temperatura. Sebbene l'analisi di correlazione non consenta di inferire su relazioni di causa-effetto, tali dati lasciano supporre che la temperatura sia una delle variabili ambientali in grado di condizionare lo sviluppo di *Z. marina* (Setchell, 1929; Bulthuis, 1987).

La comparsa dei ciuffi fertili, osservata nel periodo primaverile, coincide con quanto riportato per *Z. marina* nell'Adriatico settentrionale (Simonetti, 1973; Curiel *et al.*, 1997). Tuttavia, la mancata antesi fa presupporre un ridotto successo riproduttivo. Infatti, temperature dell'acqua superiori ai 20°C, comunemente registrate in Adriatico nel periodo tardo-primaverile, potrebbero inibire la fioritura (den Hartog, 1970).

Da questi risultati preliminari, cui faranno seguito studi sulla dinamica di crescita di questa specie, si può concludere che, pur non potendo datare la

comparsa di *Z. marina* nel porto di Numana, le caratteristiche di impianto e quelle eco-fisiologiche misurate in laboratorio attestano una ridotta capacità di crescita di *Zostera* in ambienti differenti da quelli dove è stata fino ad ora osservata. Tale ridotta capacità di crescita potrebbe spiegare la ridotta superficie dell'areale di distribuzione di *Zostera* nel Mediterraneo e l'importanza della sua tutela in quelle aree dove è ancora presente.

Ringraziamenti

L'autore esprime la propria gratitudine alla Prof. Maria Cristina Buia per la rilettura critica del manoscritto ed al Dr. Antonio Dell'Anno per il supporto all'analisi statistica dei dati.

Bibliografia

BUIA M.C., MARZOCCHI M. (1995) - Dinamica dei sistemi a *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* e *Zostera noltii* nel Mediterraneo. *Giorn. Bot. It.*, **129** (1): 319-336.

BULTHUIS D.A. (1987) - Effects of temperature on photosynthesis and growth of seagrasses. *Aquat. Bot.*, **27**: 27-40.

CANIGLIA G., BORELLA S., CURIEL D., NASCIMBENI P., PALOSCHI A.F., CURIEL D., RISMONDO A., SCARTON F., MARZOCCHI M. (1997) - Flowering of *Zostera marina* in the lagoon of Venice (North Adriatic, Italy). *Bot. Mar.*, **40**: 101-105.

CURIEL D., RISMONDO A., SCARTON F., MARZOCCHI M. (1997) - Flowering of *Zostera marina* in the lagoon of Venice (North Adriatic, Italy). *Bot. Mar.*, **40**: 101-105.

DELIEU T., WALKER D.A. (1972) - An improved chatode for the measurement of photosynthetic oxygen evolution by isolated chloroplasts. *New Physiol*, **71**: 201-225.

DEN HARTOG C. (1970) - *The Seagrasses of the World.* North-Holland, Amsterdam: 275 pp.

DENNISON C.D., ALBERT R.S. (1985) - Role of daily light period in the depth distribution of Zostera marina (eelgrass). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **25**: 51-61.

JACOBS R.P.W.M. (1979) - Distribution and aspects of the production and biomass of eelgrass, *Zostera marina* L., at Roscoff, France. *Aquat. Bot.*, **7**: 151-172.

MARBÁ N., CEBRIÁN J., ENRÍQUEZ S., DUARTE C.M. (1996) - Growth patterns of western Mediterranean seagrasses: species-specific responses to seasonal forcing. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **133**: 203-215.

MILCHAKOVA N. (1999) - On status of seagrass communities in the Black Sea. *Aquat. Bot.*, **65**: 21-32.

SETCHELL W.A. (1929) - Morphological and phenological notes on *Zostera marina* L. *Univ. Calif. Publ. Bot.*, **14**: 389-452.

SIMONETTI G. (1973) - I consorzi a fanerogame marine nel Golfo di Trieste. *Atti dell'Istituto Veneto di S.L.A.T.,* **113**: 459-502.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 225-230

M. Ponti, M. Marchi, M.A. Colangelo, V.U. Ceccherelli

Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali, Università di Bologna,
Via Tombesi Dall'Ova, 55 - 48100 Ravenna, Italia.

VARIAZIONI DEGLI SPETTRI DI BIOMASSA E DELLA PRODUTTIVITÀ DELLE COMUNITÀ MACROBENTONICHE LAGUNARI

VARIATION OF BIOMASS SPECTRA AND SECONDARY PRODUCTION OF THE MACROBENTHIC ASSEMBLAGES IN A BRACKISH LAGOON

Abstract

In additions to the classic species-based methods and index, Biomass Size Spectra and the derived "Normalised Dominance in Biomass" Index was a useful tool to evaluate disturbance effects on the macrobenthic assemblages in the brackish water lagoons. This method was based on body size distribution across the entire assemblage and offers the opportunity to estimate the whole daily secondary production.

Key-words: *biomass size spectra, secondary production, ecosystem disturbance, coastal lagoons, Northern Adriatic Sea.*

Introduzione

Le comunità macrobentoniche vengono solitamente descritte e confrontate utilizzando analisi per le quali è necessario distinguere le specie presenti (indici di diversità, curve k-dominanza, analisi uni- e multivariate, ecc.). L'analisi della ripartizione della densità degli individui e della biomassa tra le diverse taglie degli organismi all'interno della comunità, indipendentemente dalla composizione specifica, fornisce uno strumento d'indagine in grado di abbinare rapidità d'esecuzione ed elevata valenza ecologica (Warwick, 1993). Misure ripetute nel tempo inoltre consentono una stima indicativa della produttività secondaria giornaliera e complessiva (Edgar, 1990). Il presente studio ha per scopo il confronto tra i diversi metodi d'indagine applicati alle comunità macrobentoniche d'invertebrati di ambienti salmastri.

Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto in Valle Smarlacca (Fig. 1), una laguna di circa 190 ettari appartenente alle Valli di Comacchio (Adriatico settentrionale), da cui è separata da un argine. Il ricambio d'acqua avviene tramite un canale adduttore e un sistema di canali interni; inoltre il bacino riceve le acque dei bacini d'acquacoltura limitrofi. Le comunità macrobentoniche sono state studiate per oltre un anno con campionamenti a cadenza mensile (bimensile durante l'inverno) in 4 stazioni distinte per profondità media (1,8 0,3 0,6 e 0,9 metri, rispettivamente nelle St. A, B, C e D), e diversa estensione della prateria di *Ruppia* spp., assente nel canale perimetrale (St. A) e più estesa nella St. B. Per ciascuna stazione e ciascuna data sono stati raccolti 4 campioni replica mediante benna Ekman da 0.0225 m^2.

Gli organismi sono stati suddivisi in 13 classi dimensionali mediante una colonna di setacci con dimensioni delle maglie in progressione geometrica da 16 a 0,3 mm (secondo la serie di Wentworth, 1922), successivamente sono stati identificati per specie e contati. Le biomasse degli individui di ciascuna classe/setaccio sono state

ricavate utilizzando equazioni allometriche specifiche per grandi taxa (Tab. 1). I dati di abbondanza e biomassa sono stati analizzati con indici di diversità (numero di specie S, eterogeneità N1 di Hill, equidistribuzione N10 di Hill; Krebs, 1989) e mediante curve ABC (Warwick e Clarke, 1994). Gli spettri normalizzati di taglia/biomassa (NBSS) sono stati ottenuti secondo l'approccio di Sprules e Munawar (1986) che consiste nel suddividere gli individui in classi dimensionali e successivamente rappresentare il rapporto tra la biomassa presente in ciascuna classe e l'intervallo di peso della classe, in funzione del limite superiore di massa di ciascuna classe. L'indice normalizzato di dominanza di biomassa ($B_{0,71\text{-}11,2}$) è stato ricavato dalla pendenza della retta di regressione ottenuta dagli spettri NBSS, escludendo le biomasse degli organismi di taglia inferiore a 0,71 mm. Quando l'indice assume valore –1 indica un incremento regolare della biomassa con la taglia all'interno della comunità, valori superiori indicano una prevalenza di biomassa nelle taglie grandi, valori inferiori indicano una prevalenza di biomassa nelle taglie piccole (Rasmussen, 1993). I risultati ottenuti nelle diverse stazioni e nelle diverse date sono stati confrontati mediante analisi della varianza (Underwood, 1997).

Tab. 1 - Parametri delle equazioni di regressione usate per la stima della biomassa (AFDW, mg) individuale in funzione della media geometrica tra le maglie dei setacci (S, mm) secondo l'equazione generale $AFDW = aS^b$.

Equation parameters relating the mean ash-free dry weight (AFDW, mg) to geometric mean of sieve mesh size (S, mm), following the general equation $AFDW = aS^b$.

Taxa	*a*	*b*	Fonte
Saccoglossa	0,3640	1,563	Arias e Drake, 1994
Plathelminthes	0,1089	2,641	Edgar, 1990
Bivalvia	0,1080	2,227	Arias e Drake, 1994
Hydrobia spp.	0,1570	2,732	Arias e Drake, 1994
Mollusca	0,0955	2,758	Edgar, 1990
Polychaeta	0,1028	2,494	Edgar, 1990
Mysidiacea	0,2480	1,852	Arias e Drake, 1994
Amphipoda	0,1160	2,333	Arias e Drake, 1994
Isopoda	0,1170	2,471	Arias e Drake, 1994
Crustacea	0,0912	2,672	Edgar, 1990

Risultati

Le comunità bentoniche rinvenute sono risultate caratterizzate da una bassa diversità specifica e da una netta dominanza sia in termini di abbondanza sia in termini di biomassa di alcune specie.

L'indice normalizzato di dominanza di biomassa ($B_{0.71\text{-}11.2}$) ha mostrato differenze significative sia tra stazioni sia tra alcune date, soprattutto in occasione di eventi di disturbo come la crisi distrofica verificatasi nel settembre 1998 (Fig. 2, St. C e D). Di seguito verrà analizzato il caso specifico della St. D durante l'evento distrofico ed il successivo recupero invernale culminato a dicembre. Gli indici di diversità applicati

alle comunità presenti nella St. D a settembre e a dicembre evidenziano una bassa eterogeneità complessiva associata ad una modesta equidistribuzione; l'aumento invernale dell'eterogeneità appare sostanzialmente sostenuto da un aumento del numero di specie presenti (Fig. 3). Le curve ABC rivelano a settembre una comunità "banalizzata" dove il 90% dell'abbondanza e della biomassa sono sostenute da un'unica specie mentre a dicembre mostrano un recupero della struttura di comunità evidenziato dalla curva delle biomasse che sovrasta quelle delle abbondanze. Per l'esempio scelto, gli spettri di biomassa indicano, indipendentemente dalla composizione in specie, la prevalenza all'interno della comunità durante l'evento di disturbo di individui di piccola taglia e successivamente, a dicembre, la dominanza di individui di grande taglia.

Tenendo conto dell'andamento della temperatura, è stata inoltre stimata la produttività secondaria giornaliera. Questa ha subito una drastica riduzione in tutte le stazioni a seguito della crisi distrofica, si è poi mantenuta a livelli bassi per tutto l'inverno con una modesta ripresa in primavera. La produzione secondaria macrobentonica annuale stimata varia da 15.3 g m^{-2} nel canale perimetrale (St. A) a 30.5 g m^{-2} nella stazione con profondità minore e con maggiore estensione della prateria di *Ruppia* spp. (St. B).

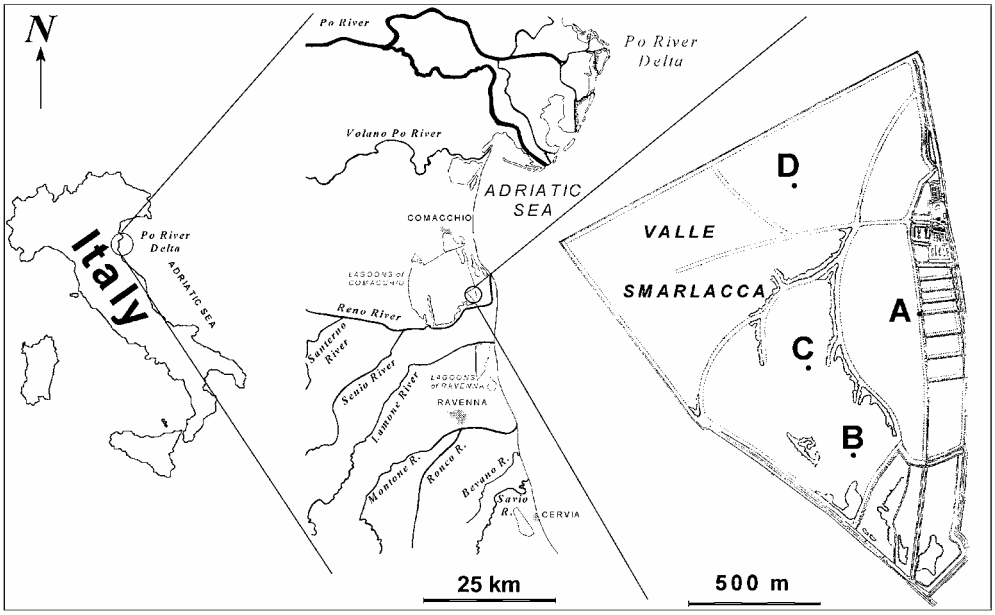


Fig. 1 - Localizzazione delle stazioni di campionamento.
Location of the sampled stations.

Conclusioni

Analizzando l'impiego dei diversi approcci all'analisi delle comunità bentoniche della laguna salmastra di Valle Smarlacca, è stata constatata l'inadeguatezza degli indici di diversità nel descrivere le distribuzioni spaziali e gli andamenti temporali

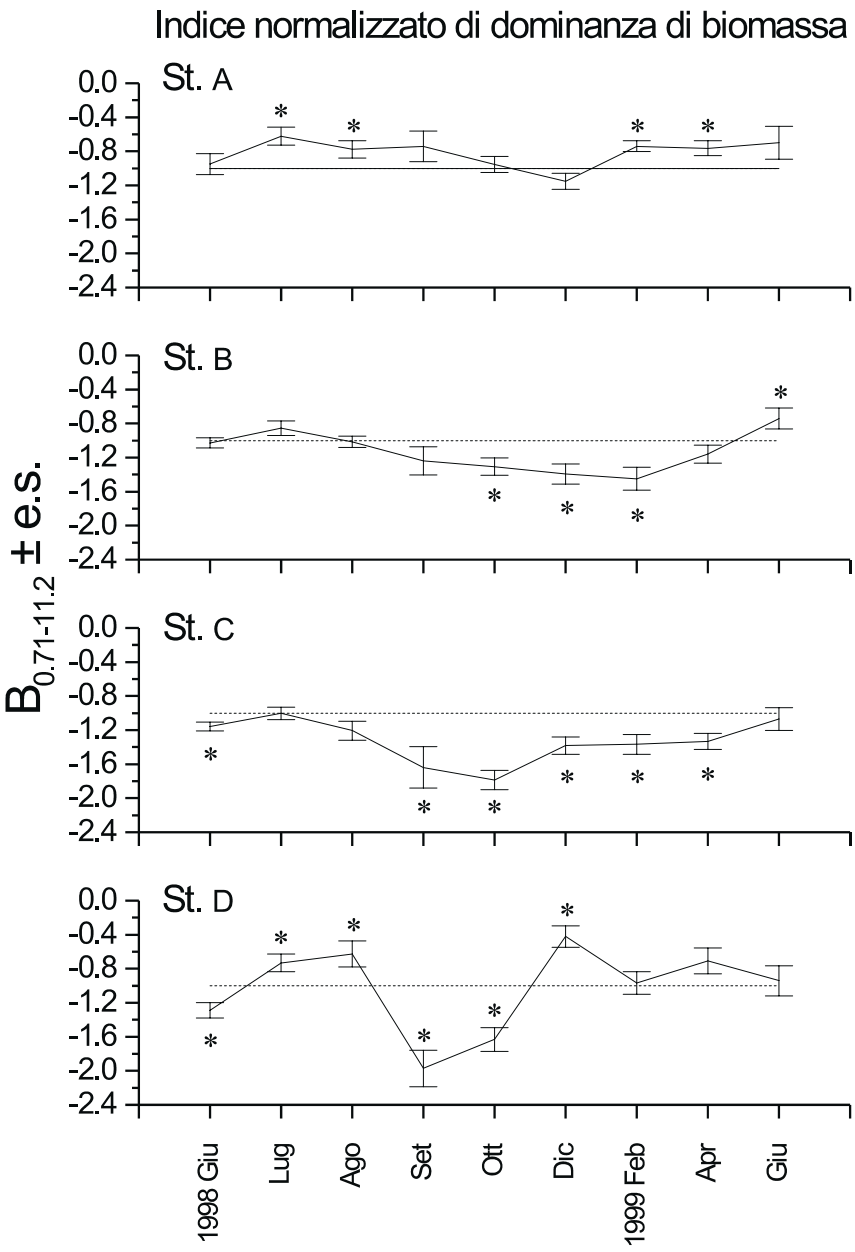


Fig. 2 - Andamento dell'indice normalizzato di dominanza di biomassa nelle diverse stazioni. La linea tratteggiata indica il valore di riferimento (-1.0) mentre gli asterischi indicano i valori significativamente diversi da questo.

Trend of the Normalized Dominance in Biomass Index for the sampled stations. The broken line indicates the reference value (-1.0). The asterisk indicates the index value significantly different from reference value.

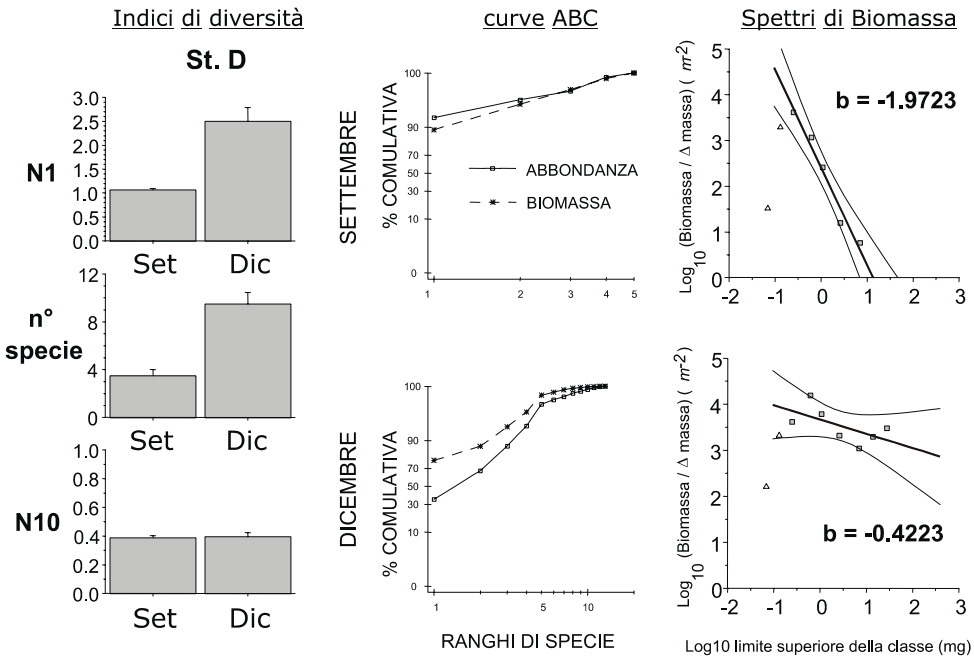


Fig. 3 - Confronto tra i diversi approcci allo studio delle comunità bentoniche. I grafici sono relativi alla St. D in occasione della crisi distrofica (settembre) e del successivo recupero invernale (dicembre).

Comparison between the different approach to the study of benthic communities. The plot concern the station D in occasion of the dystrophic crisis (September) and the subsequent winter recovery (December).

soprattutto in relazione a fenomeni di disturbo. L'impiego delle curve ABC consente invece di evidenziare meglio le risposte ad alcuni eventi come nell'esempio mostrato. L'uso degli spettri di taglia rende possibile valutare la risposta della comunità alle variazioni delle condizioni ambientali nel suo insieme, indipendentemente dal comportamento e dalle strategie adattative di ciascuna specie. Questa valutazione è possibile non solo in termini di distribuzione di taglie e biomasse all'interno delle comunità ma anche e soprattutto in termini di produttività secondaria e quindi in termini energetici.

Ringraziamenti

Si ringrazia l'azienda di acquacoltura Valle Smarlacca per il supporto tecnico e logistico offerto.

Bibliografia

ARIAS A.M., DRAKE P. (1994) - Structure and production of the benthic macroinvertebrate community in a shallow lagoon in the Bay of Cádiz. *Mar. Eco. Prog. Ser*., **115**: 151-167.

EDGAR G.J. (1990) - The use of the size structure of benthic macrofaunal communities to estimate faunal biomass and secondary production. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., **137**: 195-214.

KREBS C.J. (1989) - *Ecological methodology*. Harper Collins Publisher, New York: 654 pp.

RASMUSSEN J.B. (1993) - Patterns in the size structure of littoral zone macroinvertebrate communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*., **50**: 2192-2207.
SPRULES W.G., MUNAVAR M. (1986) - Plankton size spectra in relation to ecosystem productivity, size and perturbation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*., **43**: 1789-1794.
UNDERWOOD A.J. (1997) - *Experiments in ecology*. Cambridge University Press, Cambridge: 504 pp.
WARWICK R.M. (1993) - Environmental impact studies on marine communities: pragmatical considerations. *Aust. J. Ecol*., **18**: 63-80.
WARWICK R.M., CLARKE K.R. (1994) - Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationship in disturbed benthic communities. *Mar. Biol*., **118**: 739-744.
WENTWORTH C.K. (1922) - A scale of grade and class terms for clastic sediments. *J. Geol*., **30**: 377-392.

La ricerca è stata svolta nell'ambito del Dottorato di Ricerca in Ecologia dell'Università di Parma.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 231-235

C. Solustri, E. Morello, B. Sabelli*

Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima, C.N.R., Largo Fiera della Pesca
60125 Ancona, Italia.
*Museo di Zoologia, Università di Bologna, Via Selmi, 3 - 40126 Bologna, Italia.

PRIMI DATI SULLA MALACOFAUNA ASSOCIATA AD UNA PRATERIA DI *POSIDONIA OCEANICA* (L.) DELILE IN ADRIATICO ORIENTALE (CROAZIA)

PRELIMINARY DATA ON THE MALACOFAUNA ASSOCIATED TO BEDS OF POSIDONIA OCEANICA *(L.) DELILE IN THE EASTERN ADRIATIC (CROATIA)*

Abstract

The molluscan assemblages associated to the rhizomes and the leaves of a bed of Posidonia oceanica *(L.) Delile in the eastern Adriatic sea were analyzed and compared. The results obtained indicate differences in the species composition of leaves and rhizomes, coupled with strong difference associated to depth.*

Key-words*: Adriatic sea, Mollusca,* Posidonia oceanica.

Introduzione

Il Phylum Mollusca è considerato un descrittore efficace delle comunità bentoniche e, come tale, è in grado di fornire utili indicazioni su un dato ambiente senza la necessità di analizzarne tutte le componenti faunistiche (Gambi *et al.,* 1982). In particolare, la componente malacologica associata a *Posidonia oceanica* (L.) Delile nei mari italiani è stata, negli anni passati, oggetto di numerosi studi per quanto riguarda il Tirreno (Spada, 1971; Idato *et al.,* 1983; Russo *et al.,* 1984, 1985 a; Russo, 1986; Martini *et al.*, 2000), mentre per quanto riguarda l'Adriatico le conoscenze in tal senso sono quasi del tutto nulle. Notizie sulla malacofauna associata a praterie dell'Adriatico meridionale occidentale sono riportate da Bello *et al.* (1982) e da Bedulli *et al.* (1986). Altri dati indiretti si ricavano da una sintesi di Simunovic (1995) sull'ecologia dei prosobranchi dell'Adriatico orientale. Tuttavia, non esiste per quest'area, una specifica ricerca sui popolamenti associati a praterie di *Posidonia*, che è stata affrontata preliminarmente nel presente lavoro.

Materiali e metodi

È stata investigata una prateria di *P. oceanica* antistante l'Isola di Hvrgada (Croazia centrale). Per ottenere separate le specie di molluschi viventi tra le foglie da quelle viventi nel substrato sono state usate contemporaneamente le tecniche di raccolta del retino a mano per la malacofauna dello strato fogliare (Russo *et al.*, 1985 b) e della sorbona per lo strato a rizomi (Bonfitto *et al.*, 1998). Sono state campionate due stazioni alle batimetriche dei 4 e degli 11 metri. Al fine di avere una superficie confrontabile per entrambe i popolamenti (di strato fogliare e di strato a rizomi), ad ogni batimetrica è stata scelta una

superficie pari a 1 m^2 (delimitata grazie ad una sagoma in alluminio) e su di essa sono state prima raccolte le specie viventi sulle foglie e, successivamente, le specie presenti tra i rizomi. Il materiale raccolto è stato conservato in alcool 90° e, successivamente, determinato in laboratorio.

I dati sono stati analizzati con il software di statistica multivariata PRIMER (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Reasearch; Clarke e Warwick, 1994). Sui dati standardizzati è stata eseguita un'analisi cladistica per osservare eventuali similarità tra i popolamenti. Con la funzione SIMPER (PRIMER, Clarke e Warwick, 1994) è stato inoltre possibile valutare il contributo percentuale delle singole specie alla distribuzione spaziale dei punti nel dendrogramma.

Risultati e conclusioni

In Tab. 1 sono riportate le 37 specie reperite nei 4 campioni esaminati. Oltre al numero di individui conteggiati, sono state indicate anche le categorie trofiche di appartenenza per ogni singola specie (DET = detritivora; PAR = parassita; PRED = predatrice; SOSP = sospensivora).

Le stazioni poste a 4 metri (R4 e S4) hanno un maggior numero di individui, benchè non differiscano marcatamente nel numero di specie, rispetto alle stazioni più profonde. La malacofauna associata ai rizomi mostra una ricchezza specifica nettamente superiore a quella dello strato fogliare dovuta, in particolare, alla presenza di bivalvi e di gasteropodi predatori (vedi Tab. 1).

Dalla cluster analysis (Fig. 1) è risultato che i popolamenti dello strato fogliare sono i più simili tra loro, seppur la profondità assuma un ruolo molto importante nel discriminarne le malacofaune associate. Infatti, il legame tra R4 ed R11 é solo del 47% di similarità. Tale effetto è ancor più accentuato nei popolamenti dei rizomi (S4 e S11) che mostrano una dissimilarità del 91% tra loro.

Dall'analisi con SIMPER risulta che mentre la dissimilarità media tra R e S é pari a 79.6, quella tra i 4 e gli 11 metri é 76.9. Le specie che maggiormente contribuiscono alla differenza tra R e S sono *Bittium latreillii* (specie numericamente dominante), *Smaragdia viridis* e *Jujubinus striatus* per lo strato fogliare e *Tricolia tenuis* (seconda specie, complessivamente, dominante), *Venus verrucosa* e *Alvania discors* per lo strato a rizomi. Per quanto riguarda le due batimetriche il maggior contributo alla dissimilarità è dato da *B. latreillii e T. tenuis* per i 4 m e *V. verrucosa, Rissoa ventricosa* e *S. viridis* per gli 11 m.

Il gruppo sistematico maggiormente rappresentato come numero di specie (12) è quello dei rissoidi: è interessante notare come le specie del genere *Alvania* siano presenti solo nei rizomi della stazione a 4 metri (S4), mentre le specie dei generi *Rissoa* e *Pusillina* sono indifferentemente associate sia allo strato fogliare che ai rizomi di tutte le stazioni considerate. Questo fatto potrebbe essere correlato alle diverse abitudini alimentari desunte dalla letteratura: mentre *Alvania* spp sono da molti Autori indicate come detritivore (Fretter e Graham, 1962; Graham, 1971), le specie degli altri generi sopraindicati sono attribuite, alternativamente, al gruppo dei detritivori o degli epiphytic-grazers (Fretter e Graham, 1962).

I predatori sono rappresentati esclusivamente nelle stazioni più profonde, in particolare in S11. Questo è spiegabile considerando che, ad eccezione di *Calliostoma laugieri* (presunto predatore di idroidi e, non a caso reperito in

R11), le altre specie predano organismi dell'infauna: *Polinices nitida* si ciba preferibilmente di bivalvi, mentre gli altri Taxa si nutrono principalmente di policheti.

Per quantificare più a fondo le differenze che sono risultate da questo studio preliminare, sarà interessante ripetere il campionamento con stazioni replicate.

Tab. 1 - Elenco delle specie con relativo gruppo trofico (GT) di apparteneza e numero di individui rinvenuti nelle due stazioni esaminate. (DET = detritivora; PAR = parassita; PRED = predatrice; SOSP = sospensivora).

Species list including trophic group (GT) and number of individuals found in the two analysed stations. (DET = detritivorous; PAR = parasite; PRED = predator; SOSP = suspension feeder).

SPECIE	G T	R4	S4	R11	S11
Smaragdia viridis (Linnaeus, 1758)	**DET**			6	
Calliostoma laugieri (Payraudeau, 1826)	**PRED**			1	
Jujubinus striatus (Linnaeus, 1758)	**DET**	13	8	2	
Tricolia tenuis (Michaud, 1829)	**DET**	9	87	4	1
Cerithium vulgatum Bruguière, 1792	**DET**				2
Bittium jadertinum (Brusina, 1865)	**DET**	5	3		
Bittium latreillii (Payraudeau, 1826)	**DET**	75	35	10	
Rissoa labiosa (Montagu, 1803)	**DET**	2			
Rissoa monodonta Philippi, 1836	**DET**	1			
Rissoa splendida Eichwald, 1830	**DET**	6	21		
Rissoa variabilis (von Muehlfeldt, 1824)	**DET**	3	5		
Rissoa ventricosa Desmarest, 1814	**DET**			4	2
Rissoa violacea Desmarest, 1814	**DET**				4
Alvania cimex (Linnaeus, 1758)	**DET**		2		
Alvania discors (Allan, 1818)	**DET**		43		
Alvania geryonia (Nardo, 1847)	**DET**		5		
Alvania pagodula (BDD, 1884)	**DET**		5		
Pusillina philippi (Aradas & Maggiore, 1844	**DET**	1			
Pusillina radiata (Philippi, 1836)	**DET**				1
Caecum trachea (Montagu, 1803)	**DET**		1		
Polinices nitida (Donovan, 1804)	**PRED**				1
Melanella boscii (Payraudeau, 1827)	**PAR**				1
Granulina marginata (Bivona, 1832)	**PRED**		2	1	1
Bela sp	**PRED**				1
Mangelia sp1	**PRED**				3
Mangelia sp2	**PRED**				2
Odostomia acuta Jeffreys, 1848	**PAR**				1
Nucula nucleus (Linnaeus, 1758)	**DET**		4		
Modiolarca subpicta (Cantraine, 1835)	**SOSP**		2	1	
Lissopecten hyalinus (Poli, 1795)	**SOSP**			2	
Pododesmus patelliformis (Linnaeus, 1761)	**SOSP**				1
Thyasira flexuosa (Montagu, 1803)	**DET**		7		
Mysella bidentata (Montagu, 1803)	**SOSP**		2		
Parvicardium exiguum (Gmelin, 1791)	**SOSP**		5		1
Venus verrucosa Linnaeus, 1758	**SOSP**				8
Gouldia minima (Montagu, 1803)	**SOSP**		12		2
Callista chione (Linnaeus, 1758)	**SOSP**				1
TOTALE INDIVIDUI		**115**	**249**	**31**	**33**
N SPECIE		**9**	**18**	**9**	**17**

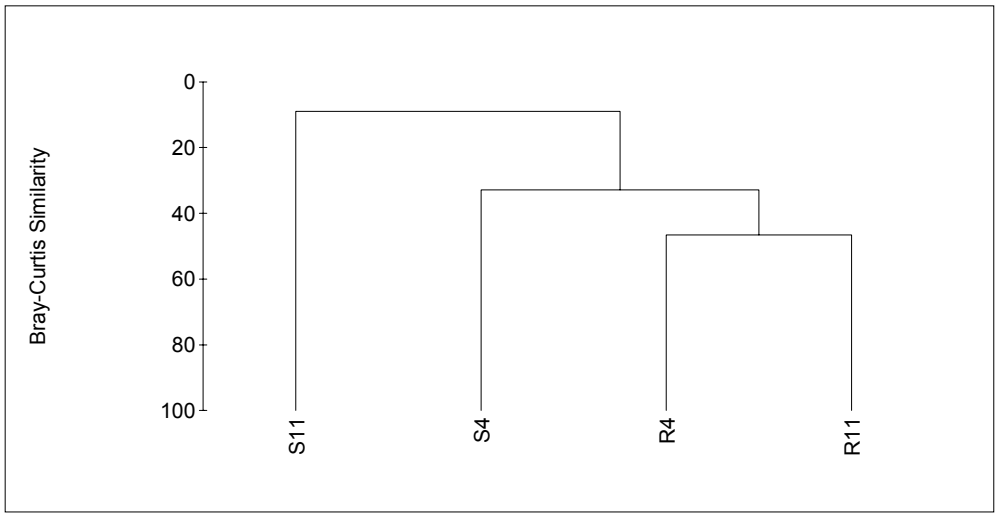


Fig. 1 - Dendrogramma dei 4 campioni esaminati.
Dendrogram describing the 4 analysed samples.

Ringraziamenti

Gli Autori desiderano ringraziare il Dr. Carlo Froglia e la Dr.ssa Maria Emilia Gramitto (I.R.Pe.M. - CNR) per i loro preziosi suggerimenti.

Bibliografia

BEDULLI D., BIANCHI C.N., ZURLINI G., MORRI C. (1986) - Caratterizzazione biocenotica e strutturale del macrobenthos delle coste pugliesi. In: Viel & Zurlini (eds), *Indagine ambientale del sistema marino costiero della regione Puglia – Elementi per la definizione del piano delle coste,* ENEA: 227-255.

BELLO G., MARANO G., VACCARELLA R. (1982) - Molluschi di "Matte" morta di *Posidonia oceanica* Delile del litorale barese (basso Adriatico). *Quad. Ist. Idrobiol. Acquacol. G. Brunelli*, **2** (3): 23-35.

BONFITTO A., FELLEGARA I., GILLONE G. (1998) - Sampling techniques and structure of the malacofauna associated to the rhizome zone in *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Boll. Malacologico*, **33** (5-8): 83-88.

CLARKE K.R., WARWICK R.M. (1994) - *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation,* Plymouth Marine Laboratory, Plymouth: 1-144.

FRETTER V., GRAHAM A. (1962) - *British Prosobranch Molluscs: their functional anatomy and ecology*. London, Ray Society: 755 pp.

GAMBI M.C., FRESI E., GIANGRANDE A. (1982) - Descrittori efficaci di comunità bentoniche. *Naturalista Siciliano*, Serie **4-6** (3) (Suppl.): 489-497.

GRAHAM A. (1971) – *British Prosobranchs*. Synopses of the British Fauna (New Series), Academic Press, London, **2**: 112 pp.

IDATO E., FRESI E., RUSSO G.F. (1983) - Zonazione verticale della fauna vagile di strato foliare in una prateria di *Posidonia oceanica* Delile. I – Molluschi. *Boll. Malacologico*, **19** (5-8): 109-120.

MARTINI N., GILLONE G., LOMBARDI C., SABELLI B. (2000) - Mollusc community of a *Posidonia oceanica* (L.) Delile bed: annual variability. *Boll. Malacologico,* **36** (9-12): 191-194.

RUSSO G.F. (1986) - Evoluzione ed adattamenti trofici nei prosobranchi: spunti per una analisi funzionale del popolamento malacologico di una prateria a *Posidonia oceanica* dell'Isola d'Ischia. *Nova Thalassia*, **8** (3 Suppl.): 643-644.

RUSSO G.F., FRESI E., VINCI D, CHESSA L.A. (1984) - Malacofauna di strato foliare delle praterie di *Posidonia oceanica* (L.) Delile intorno all'Isola d'Ischia (Golfo di Napoli): analisi strutturale del popolamento estivo in rapporto alla profondità ed alla esposizione. *Nova Thalassia*, **6**: 655-661.

RUSSO G.F., FRESI E., BUIA M.C., VINCI D. (1985 a) - Malacofauna delle praterie a *Posidonia oceanica* (L.) Delile della zona di Capo Passero (Sicilia sud-orientale): analisi comparativa con i popolamenti dell'Isola d'Ischia. *Oebalia*, **11** (N. S.): 319-324.

RUSSO G.F., FRESI E., VINCI D. (1985 b) - The hand-towed net method for direct sampling in *Posidonia oceanica* beds. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, **29**: 175-177.

SIMUNOVIC A. (1995) - Ecological study of Prosobranchiata (Gastropoda) in the eastern part of the Adriatic Sea and their relationship to benthic biocoenosis. *Acta Adriatica*, **36** (1-2): 3-162.

SPADA G. (1971) - Contributo alla conoscenza della malacofauna della biocenosi a *Posidonia oceanica* (L.). *Conchiglie*, **7** (9-10): 125-135.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 236-239

R. Chiea, I. Corsi, C. Sensini, S. Focardi

Dip. di Scienze Ambientali, Università degli Studi di Siena,
Via delle Cerchia, 3 - 53100 Siena, Italia.

EVIDENZE DI RISPOSTE ENZIMATICHE CEREBRALI (ACHE) E CYPIA1 DIPENDENTI (EROD e BPMO) IN TRE SPECIE ITTICHE BENTONICHE (*MULLUS BARBATUS*, *SERRANUS CABRILLA* E *CORIS JULIS*), POTENZIALI BIOINDICATRICI DELLA QUALITÀ DELL'AMBIENTE MARINO COSTIERO

BIOLOGICAL INDICATORS OF COASTAL POLLUTION IN THE ADRIATIC SEA: COMPARING BIOMARKERS RESPONSES IN THREE FISH SPECIES

Abstract

Biological responses such as condition index of fish health (Somatic Liver Index, SLI) and specific enzymatic activities sensitive to environmental contaminants (7-ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) and benzo(a)pyrene monoxygenase (BPMO), Acetylcholinesterase (AChE)) and histological analysis of potential abnormalities in gonads and gametes structure were investigated in three benthic fish species (M. barbatus, S. cabrilla *and* C. julis) *sampled in South Adriatic Sea on March 2000. The objective is to investigate possible patterns and relationships in biological responses of three fish species characterised by differences in trophic position and reproductive functions as warning signals of damage at the population and community level.*

Key-words: *red mullet, comber, rainbow wrasse, bioindicators, CYP 450.*

Introduzione

L'obiettivo del progetto è la valutazione delle risposte enzimatiche cerebrali e CYP 450 dipendenti in tre specie ittiche rappresentative della fauna costiera mediterranea. Delle tre specie il *M. barbatus* è quella più ampiamente utilizzata nei programmi di biomonitoraggio (Burgeot *et al*., 1994), mentre *C. julis* e *S. cabrilla* possono rappresentare dei potenziali bioindicatori della qualità della fascia litoranea. Queste specie, infatti, vivono in prossimità della costa, in stretta relazione con il sedimento, caratteristica importante nella valutazione delle variazioni della funzionalità di enzimi sensibili a composti chimici lipoaffini che si depositano in questa matrice.

La presente indagine si inquadra nell'ambito del progetto INTERREG Italia-Grecia teso a valutare, tramite l'utilizzo di bioindicatori e *biomarker*, la qualità degli ambienti marini della penisola salentina così da meglio comprendere le problematiche ambientali che caratterizzano quest'area e successivamente predisporre interventi adeguati a seconda dell'area interessata.

Materiali e metodi

Gli esemplari sono stati prelevati nel marzo 2000 da quattro stazioni del Salento: Castro, Otranto, Cesine e Cerano, caratterizzate da differenti tipologie di impatto (Tab. 1). Castro sorge in prossimità di un'importante area agricola,

Otranto rappresenta un centro portuale della penisola salentina, Cesine è un'oasi del W.W.F. con un vicino complesso di termodistruzione di rifiuti solidi urbani, e Cerano ospita una centrale termoelettrica. Dagli esemplari adulti sono state prelevate le gonadi, per l'analisi istologica ed il tessuto cerebrale per la valutazione dell'attività AChE (Ellmann *et al.*, 1961). Le gonadi, fissate in Bouin ed incluse in resina Technovit 7100, sono state colorate con Mayer's ematossilina ed eosina Y, ed esaminate al microscopio ottico. E' stato prelevato anche il tessuto epatico, per il calcolo dell'SLI e per la misurazione dell'attività EROD (Burke e Mayer, 1974), BPMO (Kurelec *et al.*, 1979), e ferricianuro reduttasi, (Livingstone e Farrar, 1984). La concentrazione proteica è stata calcolata secondo Bradford, 1976.

Tab. 1 - Principali parametri biometrici degli esemplari campionati.
Main biometric parameters of sampled speciments.

Specie	Stazione	Lunghezza (cm)	Peso (g)	SLI
M. barbatus	Castro	17,25 ± 1,12	60,80 ± 12,93	1,14 ± 0,54
	Otranto	19,65 ± 1,21	96,02 ± 18,55	1,58 ± 0,51
	Cesine	17,64 ± 1,73	66,35 ± 20,43	1,77 ± 0,73
	Cerano	17,50 ± 2,24	65,20 ± 25,81	1,70 ± 0,42
S. cabrilla	Castro	14,67 ± 1,08	27,72 ± 7,50	0,95 ± 0,37
	Otranto	12,63 ± 3,09	20,21 ± 13,78	0,94 ± 0,26
	Cesina	15,95 ± 2,90	52,56 ± 4,11	0,94 ± 0,32
	Cerano	17,07 ± 1,79	63,78 ± 37,85	1,85 ± 0,73
C. julis	Castro	16,50 ± 1,73	23,36 ± 0,00	0,98 ± 0,43
	Otranto	12,86 ± 4,57	16,01 ± 9,05	0,92 ± 0,22
	Cesine	14,25 ± 0,35	18,45 ± 3,65	1,31 ± 0,42
	Cerano	14,07 ± 2,23	16,68 ± 10,39	0,83 ± 0,36

Risultati

I risultati (Tab. 2) rivelano un aumento dell'SLI negli esemplari di *S. cabrilla* di Cerano, rispetto alle altre stazioni; l'analisi statistica ha infatti evidenziato una differenza significativa tra gli organismi di Cerano e quelli di Castro (*U*-test $p = 0,042$). Sebbene non convalidato dall'analisi statistica, negli esemplari di *C. julis* provenienti dalle Cesine, il SLI è risultato più elevato.

I risultati relativi alle attività enzimatiche MFO dipendenti hanno rivelato una particolare sensibilità di *C. julis* ai test utilizzati, dal momento che i livelli EROD sono risultati un ordine od addirittura due ordini di grandezza superiori rispetto a *M. barbatus*. I risultati EROD in *S. cabrilla* (8,3-20,7 pmol res min^{-1} mg $prot^{-1}$, secondo la stazione di prelievo), risultano in linea con quelli ottenuti da Burgeot per esemplari di *S. hepatus* campionati nel Golfo di Lione (Burgeot *et al.*, 1994). Per quanto concerne la BPMO i livelli di induzione più elevati sono stati registrati ad Otranto, seguite da Castro, Cesine e Cerano, sia per *M. barbatus* (4,03 ± 3,96) che per *S. cabrilla* (1,62 ± 1,87). Negli esemplari di *C. julis*, invece, la maggiore attività è risultata a Cesine (35,94 ± 11,83), facendo ipotizzare un probabile effetto di induzione derivante dalla presenza in questa

stazione dell'inceneritore. È stata osservata, inoltre, in *C. julis*, una chiara sovrapponibilità tra i valori dell'SLI e le attività EROD e BPMO, ed inoltre tra queste ultime e la ferricianuro reduttasi. Dall'analisi AChE appare evidente una maggiore sensibilità di *S. cabrilla* e *C. julis*, rispetto al *M. barbatus* che invece ha presentato livelli maggiori di attività. Infine dall'analisi istologica non sono emerse particolari modificazioni che possano far ipotizzare una alterazione della funzionalità riproduttiva.

Tab. 2 - Attività enzimatiche CYP 450 epatiche e AChE cerebrali negli organismi studiati. *Enzimatic CYP 450 and AChE activities in the studied organisms.*

Specie	Stazione	EROD[$]	BPMO[@]	AChE[*]
M. barbatus	Castro	13,8 ± 13,9	0,51 ± 0,36	256,9 ± 64,34
	Otranto	143,2 ± 90,4	4,03 ± 3,96	305,85 ± 51,8
	Cesine	43,9 ± 15,04	0,4 ± 0,28	265,22 ± 87,6
	Cerano	23,55 ± 7,6	0,21 ± 0,12	210,2 ± 22,8
S. cabrilla	Castro	15,3 ± 9,7	1,24 ± 0,26	102,6 ± 24,01
	Otranto	13,5 ± 5,3	1,62 ± 1,87	78,58 ± 5,02
	Cesina	20,7 ± 8,2	0,79 ± 0,18	91,88 ± 5,9
	Cerano	8,3 ± 10,5	0,56 ± 0,24	114,75 ± 56,2
C. julis	Castro	668,8 ± 47,3	3,23 ± 2,97	107,66 ± 1,19
	Otranto	645,2 ± 208,2	9,31 ± 5,5	115,13 ± 12,53
	Cesine	1216,4 ± 1157	35,94 ± 11,83	137,1 ± 25,9
	Cerano	467,2 ± 277,2	15,66 ± 8,24	135,43 ± 34,39

[$] = pmol resorufina min^{-1} mg^{-1} prot
[@] = U.F. min^{-1} mg^{-1} prot
[*] = nmol min^{-1} mg^{-1} prot

Conclusioni

Le risposte a test classici di induzione ed inibizione enzimatica hanno convalidato tale strumento diagnostico nella valutazione dell'esposizione a sostanze di sintesi. Inoltre, la particolare sensibilità di *C. julis* alle analisi dimostra l'idoneità di tale specie come bioindicatrice della qualità degli ambienti marini costieri, con particolare riferimento a fenomeni di inquinamento a carico di composti organoclorurati quali PCB e DDT. In aggiunta, nelle tre specie, è stato evidenziato un chiaro pattern nelle risposte biologiche relative a fenomeni di inibizione dell'enzima AChE per tutte le stazioni. I risultati ottenuti indicano quindi una evidente potenzialità applicativa dello studio delle risposte enzimatiche in questi organismi. Ciò suggerisce un approfondimento della ricerca per meglio comprendere le possibili relazioni tra alterazioni enzimatiche e modificazioni della funzionalità riproduttiva ed indica l'opportunità di inserire queste specie nei futuri programmi di monitoraggio.

Ringraziamenti

Si ringrazia la Dott.ssa Sonia Fossi per aver gentilmente fornito i dati relativi a *M. barbatus*.

Bibliografia

BRADFORD M.M. (1976) - A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye-binding. *Anal. Biochem.*, **72**: 248-254.

BURGEOT T., BOUQUENE' G., PINGRAY G., GODEFROY D., LEGRAND J., DIMEET J., MARCO F., VINCENT F., HENOCQUE Y., OGER JEANNERET H., GALGANI F. (1994) - Monitoring Biological effects of contamination in marine fish along French Coasts by measurement of ethoxyresorufin-*O*-deetilase activity. *Ecotoxicol. and Environ. Safety*, **29**: 131-147.

BURKE M.D., MAYER R.T. (1974) - Ethoxyresorufin. direct fluorimetric assay of a microsomal *O*-dealkylation which is preferentially inducible by 3-methylcholanthrene. *Drug Metab. Dispos.,* **2** (6): 583-588.

ELLMANN G.L., COURTNEY K.D., ANDREAS V.Jr., FEATHERSTONE R.M. (1961) - A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochem. Pharmacol.*, **7**: 82-88.

KURELEC B., MATIJASEVIC Z., RIJAVEC M., ALAVEVIC M., BRIVTIC S., MULLER W.E.G., ZAHN R.K. (1979) - Induction of Benzo(a)pyrene monooxygenase in fish and the Salmonella test as a tool for detecting mutagenic/carcinogenic xenobiotics in the aquatic environment. *Bull. of Environ. Contam. and Toxicol.*, **21**: 799-807.

LIVINGSTONE D.R., FARRAR S. (1984) - Tissue and subcellular distribution of enzyme activities of mixed-function oxigenase and benzo(a)pyrene metabolism in the common mussel *Mytilus edulis L. Sci. Total Environ.*, **39**: 209-235.

Progetto INTERREG Italia-Grecia finanziato dal Consorzio Interuniversitario delle Scienze del Mare (CoNISMa).

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 240-243

L. Da Ros, N. Nesto, C. Nasci

Istituto di Biologia del Mare, C.N.R., Castello, 1364/A - 30122 Venezia, Italia.

AEC E TASSO DI RIAFFOSSAMENTO COME POSSIBILI BIOMARKERS DI STRESS MECCANICO DA TURBOSOFFIANTE IN *CHAMELEA GALLINA* (LINNAEUS, 1758) DEL NORD ADRIATICO

AEC AND REBURROWING RATE AS POSSIBLE BIOMARKERS OF MECHANICAL STRESS DUE TO HYDRAULIC DREDGE FISHING ON CHAMELEA GALLINA *(LINNAEUS, 1758) FROM NORTH ADRIATIC SEA*

Abstract

The Adenylate Energy Charge (AEC) and the reburrowing rate were used to evaluate the possible stress effect due to the hydraulic dredge fishing on two natural population of clam Chamelea gallina *from North Adriatic Sea. Both biomarkers showed some diffences among samples collected with different fishing systems expecially during winter time, when the influence of others environmental and endogenous stress factors was probably lower.*

Key-words: *Adenylate Energy Charge, reburrowing rate, hydraulic dredge,* Chamelea gallina, *North Adriatic Sea.*

Introduzione

Nell'ambito di un progetto europeo finalizzato alla valutazione e miglioramento dei sistemi di cattura dei molluschi e dello sforzo di pesca in relazione alle misure tecniche di conservazione e di impatto ambientale, questo studio è stato focalizzato sulla determinazione dello stato di benessere di popolazioni naturali di vongole della specie *Chamelea gallina* attraverso l'applicazione di indici biologici. In particolare, il principale obiettivo è stato quello di valutare gli effetti della pesca effettuata mediante impiego di draghe idrauliche turbosoffianti sulla risposta biologica degli organismi target.

Materiali e metodi

Durante il 2000 campionamenti stagionali di vongole sono stati effettuati in febbraio, maggio, luglio ed ottobre in due aree di pesca nord adriatiche caratterizzate da differenti granulometrie dei fondali: Lido (prevalenza di sabbia), Jesolo (prevalenza di fango).

Le vongole sono state raccolte utilizzando diverse metodologie:

– dragaggio ad alta pressione (~2.5 atm) ed utilizzo di un vibrovaglio meccanico per il setacciamento, condizioni operative normali per questo tipo di pesca commerciale;
– dragaggio ad alta pressione e setacciatura manuale, per discriminare la risposta biologica dovuta al solo sistema idraulico;
– dragaggio a bassa pressione (~1 atm) e setacciatura manuale, per testare la possibilità di ottenere un campione meno stressato;
– manualmente dai sommozzatori, come controllo.

Al fine di valutare gli eventuali effetti dello stress meccanico provocato dal sistema di pesca sono state effettuate misure di *Adenylate Energy Charge (AEC)* e del *tasso di riaffossamento*.

L'*AEC* fornisce una misura dello stato energetico di un organismo ed è definito dal rapporto: AEC = (ATP + 0.5 ADP)/ (ATP + ADP + AMP (Moal *et al.*, 1989) mentre il *tasso di riaffossamento* valuta il tempo richiesto a riaffossarsi in un campione di bivalvi posti in acquario dopo essere stati raccolti in ambiente. Lo scopo è quello di ottenere una valutazione della mortalità indiretta risultante da un eventuale aumento dell'esposizione ai predatori (Phelps, 1989). Il rinfossamento è stato determinato misurando la percentuale di vongole riaffosate in un intervallo di tempo di 10 ore e calcolando il valore della RT50, ossia del tempo richiesto per il riaffossamento del 50% del campione.

Risultati

I valori di *AEC* sono risultati simili sia nei campioni di Lido che di Jesolo. A febbraio i campioni raccolti a bassa pressione hanno mostrato valori significativamente più alti in confronto a quelli raccolti ad alta pressione con o senza vibrovaglio (rispettivamente $p < 0.01$; $p < 0.001$ al Lido e $p < 0.05$ a Jesolo), mentre negli altri mesi i valori sono risultati pressochè simili in tutti i campioni. Inolte i dati hanno evidenziato un trend stagionale in entrambi i siti, con valori estivi generalmente più bassi rispetto alle altre stagioni (Tab. 1).

Tab. 1 - Adenylate Energy Charge (AEC) in campioni di *C. gallina* raccolti con differenti metodologie di pesca (media ± err. st, n = 10).
Legenda: M = manuale; BP = bassa pressione; AP = alta pressione; APV = alta pressione più vibrovaglio.

Adenylate Energy Charge (AEC) in samples collected with different fishing methodologies (mean ± st. err, n = 10).
Legend: M = manual; BP = low pressure; AP = high pressure; APV = high pressure plusmechanical sorter.

Stazione	Campione	Febbraio	Maggio	Luglio	Ottobre
Lido	M	-	0.605 ± 0.045	0.507 ± 0.041	0.830 ± 0.02
Lido	BP	0.835 ± 0.009	0.681 ± 0.028	0.510 ± 0.038	0.777 ± 0.03
Lido	AP	0.766 ± 0.017	0.633 ± 0.042	0.564 ± 0.042	0.792 ± 0.01
Lido	APV	0.736 ± 0.019	0.700 ± 0.043	0.407 ± 0.043	0.787 ± 0.03
Jesolo	M	-	0.586 ± 0.026	0.699 ± 0.027	0.729 ± 0.02
Jesolo	BP	0.789 ± 0.013	0.503 ± 0.063	0.507 ± 0.038	0.693 ± 0.02
Jesolo	AP	0.723 ± 0.024	0.701 ± 0.051	0.523 ± 0.034	0.726 ± 0.02
Jesolo	APV	0.738 ± 0.019	0.659 ± 0.042	0.548 ± 0.044	0.708 ± 0.02

Confronti statistici (ANOVA) significativi:
LIDO - Febbraio: BP vs AP **, BP vs APV ***; Luglio: AP vs APV *.
JESOLO - Febbraio: BP vs AP *, BP vs APV *; Maggio: BP vs AP *; Luglio: M vs BP ***, M vs AP ***, M vs APV **.

Il *tasso di riaffossamento*, espresso sia come percentuale di vongole riaffossate in 10 ore che come RT50, non ha evidenziato in generale alcuna differenza tra

i campioni raccolti con diversi sistemi di pesca sia al Lido che a Jesolo. Solo a Febbraio i campioni raccolti a bassa pressione hanno mostrato percentuali di riaffossamento più elevate rispetto a quelli dei campioni raccolti ad alta pressione senza e con vibrovaglio. Per quanto riguarda l'effetto stagionale, i dati hanno evidenziato in generale le più alte percentuali di vongole riaffossate e i più bassi valori di RT50 durante i mesi estivi e/o autunnali (Tab. 2).

Tab. 2 - Tasso di riaffossamento calcolato come percentuale di vongole riaffossate in 10 ore (%) e RT50, n = 20.
Legenda: M = manuale; BP = bassa pressione; AP = alta pressione; APV = alta pressione più vibrovaglio.
Reburrowing rate determined both as percentage of reburrowed clams in 10 hours (%) and RT50, n = 20.
Legend: M = manual; BP = low pressure; AP = high pressure; APV = high pressure plus mechanical sorter.

Stazione	Campione	Febbraio		Maggio		Luglio		Ottobre	
		%	RT50 (h)	%	RT50 (h)	%	RT50 (h)	%	RT50 (
Lido	M	-	-	55	7.5	100	3.0	70	5.5
Lido	BP	90	2.0	65	7.0	95	2.5	80	4.0
Lido	AP	75	2.0	60	8.5	90	2.0	95	2.0
Lido	APV	65	2.0	65	6.0	95	2.0	85	2.5
Jesolo	M	-	-	85	3.0	80	2.5	70	8.0
Jesolo	BP	70	4.0	65	5.5	85	1.5	75	2.5
Jesolo	AP	65	5.0	80	4.5	85	1.5	95	2.5
Jesolo	APV	45	n.d.	75	2.5	75	5.0	90	2.0

Confronti statistici (G-test) significativi per la percentuale di riaffossati:

Discussione e conclusioni

L'*AEC* ed il *tasso di riaffossamento* hanno indicato un possibile effetto della pressione sui campioni raccolti con diversi sistemi di pesca, specialmente nel periodo invernale. La mancata evidenza di differenze significative durante gli altri periodi dell'anno potrebbe essere dovuta alla contemporanea presenza di elevati livelli di stress endogeno e/o ambientale (periodo riproduttivo, temperatura, salinità, ossigeno disciolto, disponibilità di cibo, etc.) che possono aver mascherato l'effetto meccanico del dragaggio. In ogni caso l'utilizzo del vibrovaglio sembra non aver mai influenzato la risposta biologica delle vongole.

Entrambi i parametri hanno mostrato un effetto stagionale (Skjoldal e Barkati, 1982) presentando i valori più negativi (AEC) e positivi (tasso di riaffossamento) nella stagione calda. Infatti i valori di AEC sono apparsi generalmente più bassi in estate probabilmente a seguito dello sforzo riproduttivo, che può aver depauperato le riserve energetiche degli organismi, e delle alte temperature che possono aver favorito la degradazione dell'ATP nelle altre due forme meno energetiche (Ivanovici, 1980). Nello stesso periodo, invece, il tasso di riaffossamento ha mostrato valori più elevati, riflettendo probabilmente l'incremento estivo del tasso metabolico.

Bibliografia

IVANOVICI A.M. (1980) - The adenylate energy charge in the estuarine mollusc, *Pyrazus ebeninus*. Laboratory studies of responses to salinity and temperature. *Comp. Biochem. Physiol*, **66** (A): 43-55.

MOAL J., LE COZ L.R., SAMAIN J.F., DANIEL J.Y. (1989) - Nucleotids in bivalves: extractions and analysis by high-performance liquid chromatography (HPLC). *Comp. Biochem. Physiol.,* **93** (B 2): 307-316.

PHELPS H.L. (1989) - Clam burrowing bioassay for estuarine sediment. *Bull. Environ. Contam. Toxicol*., **43**: 838-845.

SKJOLDAL H.R., BARKATI S. (1982) - ATP content and adenylate energy charge of the mussel *Mytilus edulis* during the annual reproductive cycle in Lindåspollene, Western Norway. *Mar. Biol*., **70**: 1-6.

La ricerca è stata finanziata dalla Comunità Europea nell'ambito del programma FAIR - ECO-DREDGE, CT98-4465: Evaluation and improvement of shellfish dredge design and fishing effort in relation to technical conservation measures and environmental impact.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 244-246

M. Bressan[1], B. Barichello, T. Gatto, M. Stellato,
S. Zampieri, M. Pellizzato[2]

[1]Università di Padova, Dip. Biologia, Via Bassi, 58/B – 35131 Padova, Italia.
[2]Agri.Te.Co., Via Mezzacapo, 15 – 30175 Marghera, Venezia, Italia.

INSEDIAMENTO LARVALE DI MOLLUSCHI BIVALVI DI INTERESSE COMMERCIALE IN LAGUNA DI VENEZIA

LARVAL SETTLEMENT OF BIVALVES OF COMMERCIAL CONCERN IN VENICE LAGOON

Abstract

Different experimental collectors for bivalve spat harvesting were tested in Venice lagoon. The most suitable substrates for different species are proposed in this paper; timing of immersion of the collectors for harvesting bivalve seed is also shown.

Key-words*: settlement, bivalves, Venice lagoon, artificial collectors.*

Introduzione

Nella laguna di Venezia, viste le limitazioni imposte alla pesca dei bivalvi da una serie di problemi biologici, ambientali e socio-economici, si è cercato negli anni di potenziare e diversificare le attività di molluschicoltura (Orel *et al*., 2000). Accanto alla tradizionale mitilicoltura ed a tentativi di ostreicoltura, è stata intrapresa una nuova attività di venericoltura (*Tapes philippinarum*). Qualsiasi pratica di allevamento deve innanzitutto partire dal reperimento del seme (giovani neo-insediati), che può essere: pescato in natura (soprattutto in specifiche aree nursery, non sempre di facile localizzazione); acquistato da impianti di riproduzione controllata (hatchery), con un notevole incremento dei costi e dei rischi sanitari; raccolto utilizzando substrati artificiali (collettori), per sfruttare al meglio la potenzialità produttiva delle zone di reclutamento naturale (Paesanti *et al*., 1998; Bressan *et al*., 2002).

Questo lavoro riporta i risultati di una serie di prove condotte in laguna di Venezia negli anni 1997 e 2000, con lo scopo di fornire informazioni preliminari circa l'utilizzo di substrati artificiali per la raccolta di giovanili di bivalvi.

Materiali e metodi

Mentre per mitili, ostriche e pectinidi esistevano già collettori utilizzati su larga scala di cui verificare l'efficienza nell'area studiata, per i Veneridi si è dovuto iniziare con la ricerca del collettore adatto, sia nella forma che nei materiali da impiegare. I substrati utilizzati sono stati: "pioli" di polietilene, già adottati in mitilicolture long-line; "cappelli cinesi" (dischi in policarbonato rugoso a concavità inferiore), già usati in ostreicolture francesi; sacchetti in rete contenenti al proprio interno reti di tipo diverso, già impiegati in mare negli allevamenti di Pectinidi in Giappone, Cile, ecc.; vaschette in plastica riempite di sedimento e tubi di polietilene forato utilizzati per la prima volta in questa ricerca, per la raccolta di Veneridi. Nel 1997 sono state compiute prove utiliz-

zando "pioli", "cappelli cinesi", "sacchetti" e vaschette; i collettori sono stati montati su corde ed immersi in gruppi di 9, distribuiti a varie profondità, in un sito del bacino meridionale della laguna di Venezia, ai margini di un canale navigabile (Bressan *et al*., 2002). Nel 2000 si sono eseguite prove relative solo all'insediamento dei Veneridi, utilizzando un substrato di tipo geotessile posto all'interno di tubi di polietilene forato, nei tre bacini lagunari.

Dopo un periodo di immersione, che variava a seconda della stagione da 10 a 60 giorni, i collettori venivano recuperati e trasportati in laboratorio. Qui venivano lavati singolarmente con acqua di mare filtrata, e gli organismi così staccati dal substrato venivano raccolti su un filtro da 100 μm ed osservati al binoculare; la determinazione delle specie presenti è stata effettuata utilizzando i lavori di Sullivan (1948), Rees (1950), Loosanoff e Davis (1963).

Risultati

Nella sperimentazione del 1997 *Mytilus galloprovincialis* Lmk si è insediato preferenzialmente sui "pioli", che hanno raccolto più di 1000 ind/m²/giorno nel mese di giugno. Invece i "cappelli cinesi" si sono dimostrati il miglior substrato per l'insediamento di *Ostrea edulis* L. e *Crassostrea gigas* (Thunberg), che mostrano andamenti stagionali simili, e valori di insediamento dello stesso ordine di grandezza (11-14 ind/m²/giorno). I sacchetti in rete sono risultati inefficienti non solo per i pectinidi, *Chlamys varia* (L.) e *Proteopecten glaber* (L.), ma anche per tutti i Bivalvi, probabilmente a causa del massiccio accumulo di sedimento al loro interno; il più alto valore rilevato per i pectinidi è stato 4.5 ind/m²/giorno ed è stato rinvenuto sui "cappelli cinesi". Per quanto riguarda la messa a punto del collettore più adatto per l'insediamento del seme di *Tapes philippinarum* (Adams e Reeve), nel 1997 sono stati sperimentati vari tipi di substrati che si sono rivelati non idonei o inefficienti; in particolare nelle vaschette riempite di sabbia si sono verificati episodi putrefattivi o perdita del sedimento probabilmente causata dall'azione delle correnti. Nel 2000 i tubi di polietilene forato, foderati di materiale geotessile, hanno invece fornito promettenti valori di insediamento (fino a 1000 ind/m² in 14 giorni).

Discussione e conclusioni

L'insediamento delle diverse specie mostra come, in laguna di Venezia, *M. galloprovincialis* e *T. philippinarum* siano le specie più abbondanti sui collettori. In particolare i dati raccolti nel 2000 suggeriscono che un substrato artificiale, come il geotessile, possa essere più adeguato del sedimento naturale per raccogliere i giovanili di vongole. Una possibile applicazione dei dati raccolti è la compilazione di un calendario di immersione dei collettori (Fig. 1), da utilizzare in attività di molluschicoltura in laguna di Venezia. Nella stesura di questo calendario si sono tenute presenti le caratteristiche di insediamento di ciascuna specie; ad esempio per *M. galloprovincialis* il substrato necessita di un adeguato periodo di "maturazione" e pertanto i collettori vanno immersi circa un mese prima del picco di insediamento. L'utilizzo razionale di substrati artificiali per raccogliere seme da utilizzare nell'allevamento dei Bivalvi si presenta quindi come una valida alternativa all'acquisto da schiuditoi e, soprattutto, alla raccolta in natura effettuata attualmente con sistemi ad elevato impatto ambientale.

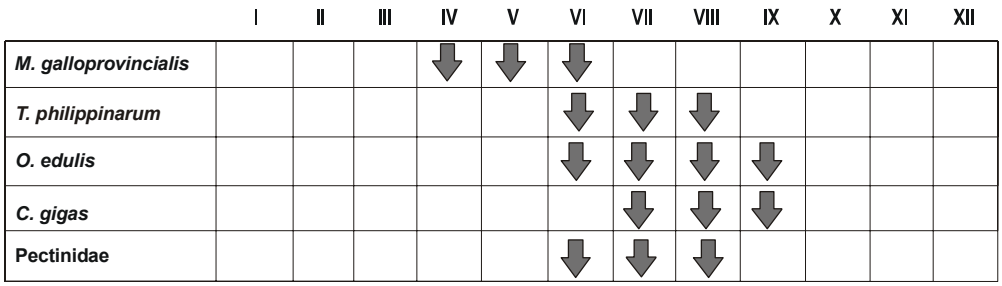


Fig. 1 - Calendario di immersione dei collettori per la raccolta del seme di bivalvi; i numeri romani indicano i mesi.
Timing of immersion of the collectors for harvesting bivalve seed; roman numbers: months.

Bibliografia

BRESSAN M., BARICHELLO B., GATTO T., PELLIZZATO M. (2002) - Utilizzo di substrati artificiali per monitorare l'insediamento larvale di molluschi bivalvi in laguna di Venezia. Lavori, *Soc. Ven. Sci. Nat.*, **27**: 33-46.

LOOSANOFF V.L., DAVIS H.C. (1963) - Rearing of Bivalve Molluscs. *Adv. Mar. Biol*., **1**: 1-136.

OREL G., BOATTO V., SFRISO A., PELLIZZATO M. (2000) - *Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune della Provincia di Venezia*. Provincia di Venezia: 102 pp.

PAESANTI F., PRIOLI G., MAFFEI M. (1998) - Reperimento di novellame selvatico a fini di ripopolamento attivo ed allevamento, in lagune e mare aperto, mediante sistemi per il reclutamento di larve di molluschi bivalvi di interesse commerciale. *Biol. Mar. Medit*., **5** (3): 1907-1916.

PELLIZZATO M., RENZONI A. (1986) - Raccolta di seme di *Mytilus galloprovincialis* Lmk, *Ostrea edulis* L. e *Crassostrea gigas* (Thunberg) e loro allevamento in Laguna di Venezia. *Nova Thalassia*, **8** (Suppl. 3): 381-392.

REES C.B. (1950) - The identification and classification of lamellibranch larvae. *Hull Bull. Mar. Ecol*., **3**: 73-104.

SULLIVAN C.M. (1948) - Bivalve larvae of Malpeque Bay. *Bull. Fish. Res. Board Canada*, **77**: 1-36.

Per il 1997 contributo MURST (Progetto "Conservazione della biodiversità e gestione sostenibile dei biotopi salmastri delle coste italiane") e per il 2000 Progetto U.E. 99/062, ("IMPACTO").

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 247-250

V. Moschino, M. Deppieri, M.G. Marin

Dipartimento di Biologia, Università di Padova, Via Ugo Bassi, 58 B - 35121 Padova, Italia.

VALUTAZIONE DEGLI EFFETTI DELLO STRESS DA PESCA CON DRAGA IDRAULICA SULLA VONGOLA *CHAMELEA GALLINA*

EVALUATION OF THE EFFECTS OF STRESS CAUSED BY HYDRAULIC DREDGING ON THE CLAM CHAMELEA GALLINA

Abstract

The effects of hydraulic dredging, commonly used in the North Adriatic sea fishery, on the clam Chamelea gallina *(Bivalvia: Veneridae) were studied. Survival in air test and damage index were evaluated on commercial and under-sized clams dredged using different systems to underline the stress caused by water pressure and mechanised sorting.*

Key-words*: bivalves, clam,* Chamelea gallina, *hydraulic dredge, shell damage.*

Introduzione

Draghe idrauliche, o turbosoffianti, sono largamente utilizzate in Adriatico per la pesca di molluschi bivalvi eduli come vongole, longoni e fasolari. La valutazione dell'impatto ecologico di tale attività riguarda sia la comunità bentonica che ne può risultare alterata in termini di composizione e struttura (Kaiser *et al.*, 2000), sia la specie target che può manifestare forti ripercussioni a livello di dinamica di popolazione (Dare, 1974; Gaspar *et al.*, 1994). Un possibile approccio nella definizione dell'impatto della pesca con draga idraulica su *Chamelea gallina* è rappresentato dallo studio degli effetti dello stress meccanico determinato dall'azione di pesca. Questo aspetto risulta particolarmente importante per le vongole sottotaglia, che una volta pescate sono destinate a ritornare in mare, dove l'entità dello stress subito può seriamente comprometterne la sopravvivenza.

Materiali e metodi

Per meglio sottolineare l'effetto delle due principali componenti dello stress meccanico associato all'azione della turbosoffiante, rappresentato dai getti di acqua ad alta pressione uscenti dagli ugelli e dal vibrovaglio, le vongole sono state raccolte tramite differenti metodologie: a) manualmente dai subacquei; b) dragando con acqua a bassa pressione; c) dragando con acqua ad alta pressione; d) dragando con acqua ad alta pressione e con successivo passaggio del pescato al vibrovaglio (come avviene nella pesca commerciale). I campionamenti sono stati eseguiti lungo la costa adriatica, nei pressi di Jesolo (Venezia) nei mesi di luglio ed ottobre 2000. L'effetto dello stress meccanico è stato valutato attraverso la messa a punto di un indice di danno a carico della conchiglia e l'applicazione del test della sopravvivenza in aria (Eertman *et al.*, 1993). Le misure sono state effettuate su organismi di taglia commerciale (>25 mm) e sotto-taglia (15±2 mm).

Risultati

L'indice di danno è stato valutato attribuendo un diverso punteggio, da 1 (sani) a 4 (conchiglia frantumata) ad ognuna delle categorie di danno rilevate. Le vongole pescate con draga risultano sempre significativamente più danneggiate ($p<0,001$) rispetto a quelle raccolte manualmente; il livello di danno aumenta progressivamente all'aumentare dell'intensità dello stress applicato. L'effetto del vibrovaglio sembra incidere meno rispetto a quello dell'alta pressione dell'acqua (Fig. 1).

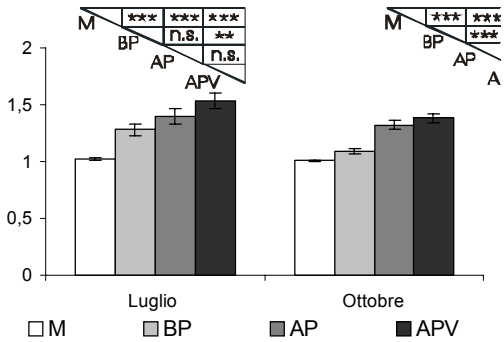


Fig. 1 - Indice di danno in *C. gallina* raccolta con diverse modalità di pesca (M = manuale; BP = dragati a bassa pressione; AP = dragati ad alta pressione senza vibrovaglio; APV = dragati ad alta pressione con vibrovaglio; media ± s.e.). Anova: **p < 0.01; ***p < 0.001.

Damage index in C. gallina *collected using different fishing systems (M = manual, BP = dredged using low water pressure; AP = dredged using high water pressure; APV = dredged using high water pressure and mechanised sorter; mean ± s.e.). Anova: **p < 0.01; ***p < 0.001.*

Nel test di sopravvivenza in aria, che può evidenziare una risposta complessiva alle condizioni di stress cui gli animali sono stati sottoposti, i valori di LT_{50} risultano significativamente maggiori ($p<0,05$) nei campioni dragati con acqua ad alta pressione rispetto a quelli in cui si è utilizzato anche il vibrovaglio (Fig. 2). Inoltre, gli organismi che hanno riportato un lieve danno durante l'azione di pesca commerciale presentano tempi di sopravvivenza significativamente minori ($p<0,01$).

Entrambi gli indici mostrano una correlazione positiva tra taglia e intensità dello stress: le vongole sotto taglia risultano meno danneggiate ($p<0,001$; Fig. 3) e sopravvivono più a lungo in aria ($p<0,05$) rispetto a quelle commerciali.

Sulla base del danno conchigliare, si è stimata nelle vongole pescate commercialmente una mortalità pari a 12,5% per la taglia superiore a 25 mm e a 0,5% nei sotto taglia; non è stata invece riscontrata mortalità nel campione raccolto manualmente. La presenza di cicatrici sulla conchiglia, indice di un danno pregresso, risulta simile nei tre campioni con un valore massimo pari a 2,5%.

Conclusioni

Indice di danno e test di sopravvivenza in aria si sono dimostrati sensibili nel valutare gli effetti prodotti da diversi livelli di stress meccanico da pesca, sottolineando un impatto diverso a seconda della taglia.

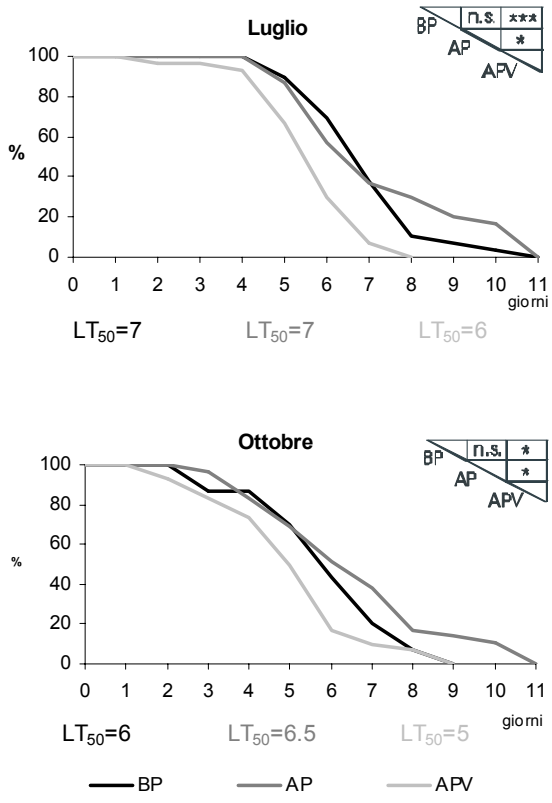


Fig. 2 - Sopravvivenza in aria in *C. gallina* raccolta con diverse modalità di pesca (BP, AP, APV vedi Fig. 1). N=30, LT50 espresso in giorni, Wilcoxon & Gehan (Gehan, 1965): *p<0.05; ***p<0.001.

Survival in air in C. gallina *collected using different fishing techniques, (BP, AP, APV see Fig. 1). N=30, LT50 in days, Wilcoxon & Gehan: *p<0.05; ***p<0.001.*

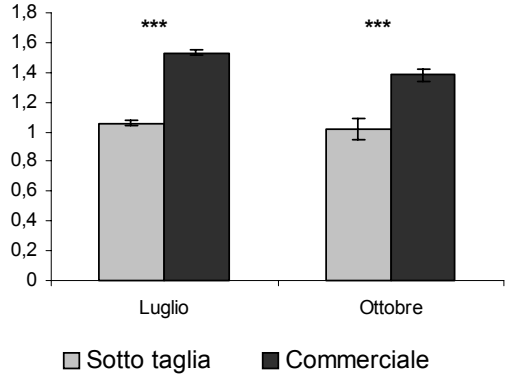


Fig. 3 - Indice di danno in *C. gallina* di diversa taglia (media ± e.s.). Anova: ***p<0.001.

Damage index in C. gallina *of different sizes (Mean ± s.e.). Anova: ***p<0.001.*

Il danno fisico imputabile all'impatto meccanico della pesca con turbosoffiante, che può riflettersi sulle condizioni della popolazione, risulta relativamente contenuto riguardando circa il 3% delle vongole sotto taglia.

Bibliografia

DARE P.J. (1974) - Damage caused to mussel (*Mytilus edulis* L.) by dredging and mechanized sorter. *J. Cons. Int. Explor. Mer.*, **35**: 296-299.

EERTMAN R.H.M., WAGENVOORT A.J., HUMMEL H., SMAAL A.C. (1993) - "Survival in air" of the blue mussel *Mytilus edulis* L. as a sensitive response to pollution-induced environmental stress. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **170**: 179-195.

GASPAR M.B., RICHARDSON C.A., MONTEIRO C.C. (1994) - The effects of dredging on shell formation in the razor clam *Ensis siliqua* from Barrinha, Southern, Portugal. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **74**: 927-938.

GEHAN E.A. (1965) - A generalized Wilcoxon test for comparing arbitrarily singly censored samples. *Biometrika*, **52**: 203-223.

KAISER M.J., RAMSAY K., RICHARDSON C.A., SPENCE F.E., BRAND A.R. (2000) - Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *J. Anim. Ecol.*, **69**: 494-503.

La ricerca è stata realizzata grazie ad un finanziamento dell' Unione Europea (FAIR-CT98-4465): "Evaluation and improvement of shellfish dredge design and fishing effort in relation to technical conservation measures and environmental impact (ECODREDGE)".

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 251-255

M. Monari, O. Cattani, G. Vitali, P. Cortesi, A. De Zwaan*

Dip. di Biochimica, Sez. di Biochimica Veterinaria, Università di Bologna,
Via Tolara di Sopra, 50 – 40064 Ozzano Emilia, Bologna, Italia.
*Netherland Institute of Ecology, CEMO, Yerseke, Olanda.

STUDI PRELIMINARI SUI FATTORI CHE INCREMENTANO LA MORTALITÀ DI *CHAMELEA GALLINA* (BIVALVIA, VENERIDAE) IN ANOSSIA ED IN NORMOSSIA

PRELIMINARY STUDIES OF FACTORS INCREASING THE MORTALITY OF CHAMELEA GALLINA *(BIVALVIA, VENERIDAE) IN ANOXIA AND NORMOXIA*

Abstract

In this note results of experiments about anoxia tolerance of Chamelea gallina *are reported. During static incubations the deterioration of anoxic medium due to catabolites excretions and bacteria proliferation increased the mortality rate. The positive effect on the survival of chloramphenicol confirmed the crucial role of bacteria proliferation. The antibiotic affected the mortality also in normoxia. This suggests the probable action of pathogenic bacteria.*

Key-words*:* Chamelea gallina, *anoxia and normoxia incubations, bacteria, antibiotic, mortality.*

Introduzione

Studi comparati sulla resistenza all'anossia di alcune specie di bivalvi adriatici hanno evidenziato che *Chamelea gallina* è meno adattata a tollerare lo stress anossico. Tuttavia si è visto che le condizioni sperimentali possono influenzare la sopravvivenza degli animali: pertanto molte volte la reale resistenza all'anossia è mascherata da artefatti (De Zwaan *et al*., 2001). Nei sistemi statici si assiste ad una rapida alterazione del mezzo a causa dell'accumulo nelle camere di incubazione di cataboliti e prodotti finali anaerobici. Questi ultimi, inoltre, possono essere substrati per la proliferazione di batteri anaerobici che a loro volta producono composti tossici per gli animali. La proliferazione microbica è evidenziata dall'intorbidimento del mezzo e dall'annerimento delle conchiglie dovuta allo sviluppo di popolazioni di batteri solfato riduttori (SRB). Per approfondire questi aspetti sono stati allestiti diversi esperimenti utilizzando sia sistemi statici (senza cambiamento del mezzo di incubazione) che dinamici (flusso continuo di acqua deossigenata), in presenza ed in assenza dell'antibiotico a largo spettro cloramfenicolo (CA), aggiunto al mezzo in concentrazione di 5 mg/l, e di un tampone (TRIS) a diverse concentrazioni (10, 15, 25 mM). Lo scopo di queste indagini è stato quello di valutare gli effetti dell'alterazione del mezzo di incubazione, dell'attività batterica e dell'abbassamento del pH sui tempi di morte di *Chamelea gallina*.

Materiali e metodi

Le incubazioni anaerobiche sono state effettuate alla temperatura di 18-20°C, usando 50 animali mantenuti in recipienti a chiusura ermetica contenenti acqua di mare filtrata e deossigenata. Per l'esperimento in normossia sono stati utilizzati 80 animali

collocati in 200 litri di acqua di mare aerata cambiata settimanalmente per rinnovare la presenza di CA la cui azione è limitata a 5-6 giorni (a 35°C).

Risultati

Nelle prove svolte in condizioni statiche la sopravvivenza di *C. gallina* è risultata piuttosto breve con un valore LT_{50} (tempo di morte del 50% della popolazione sperimentale) attorno ai 6 giorni (Fig. 1). In queste condizioni si è osservato (Fig. 2) un rapido accumulo di H_2S e di NH_4^+. L'inizio della mortalità dei molluschi si è verificato in coincidenza con l'aumento delle concentrazioni di questi composti. Al contrario, nelle incubazioni in flusso continuo (Fig. 3) la tolleranza all'anossia si è dimostrata nettamente più alta, con un valore di LT_{50} di circa 12,5 giorni. Evidentemente il flusso continuo di acqua anossica, favorendo la continua eliminazione dei prodotti di rifiuto e

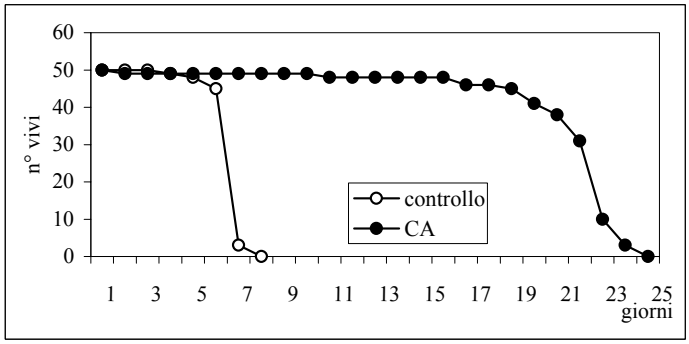


Fig. 1 - Sopravvivenza di esemplari di *Chamelea gallina* in anossia (sistema statico), in assenza (controllo) ed in presenza (CA) di cloramfenicolo.

Survival time of Chamelea gallina *specimens in anoxia (static system) without (controllo) and with (CA) chloramphenicol.*

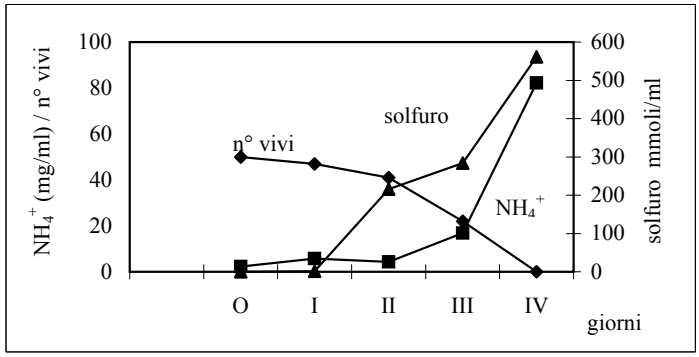


Fig. 2 - Incubazione anossica di esemplari di *Chamelea gallina* in un sistema statico. Sono rappresentate la curva di sopravvivenza, le concentrazioni dello ione ammonio e del solfuro.

Anoxic incubation of Chamelea gallina *specimens in a static system. Survival curve, ammonium ion and sulfide concentrations are represented.*

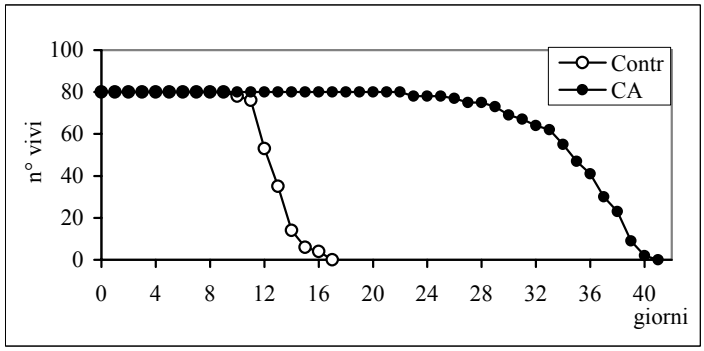


Fig. 3 - Sopravvivenza di esemplari di *Chamelea gallina* in anossia (sistema aperto), in assenza (contr) ed in presenza (CA) di cloramfenicolo.

Survival time of Chamelea gallina *specimens in anoxia (flow-through system) without (contr) and with CA chloramphenicol.*

sottraendo substrati per la proliferazione batterica, ha rallentato l'alterazione del mezzo di incubazione. In entrambi i casi l'aggiunta del CA ha fatto registrare un aumento del valore di LT_{50} di circa 3 volte rispetto al controllo (Figg. 1, 3). Questo suggerisce l'importanza del CA come agente batteriostatico a carico di batteri anaerobici, fra quali i solfato riduttori (SRB). Tuttavia incubazioni effettuate con aggiunta di H_2S non hanno modificato gli effetti positivi sulla sopravvivenza prodotti dalla presenza dell'antibiotico. Pertanto non sembra che la produzione endogena di H_2S abbia un ruolo determinante nell'abbassamento dei tempi di morte (De Zwaan *et al.*, 2001), ma che vi siano altri effetti tra i quali un'azione dei batteri sull'integrità dei tessuti del bivalve.

Un aspetto importante delle incubazioni anossiche statiche è una diminuzione sensibile del pH, principalmente a causa dell'accumulo nel mezzo di prodotti finali anaerobici acidi. In Fig. 4 si può osservare che dopo 22 giorni di incubazione il pH è passato da 8 a 6,8. La presenza del TRIS (25 mM) ha esercitato una certa funzione

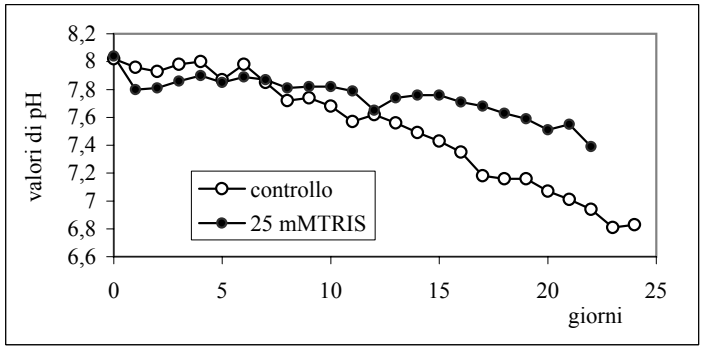


Fig. 4 - Variazioni di pH in incubazioni anossiche (sistema statico) di esemplari di *Chamelea gallina* in assenza (controllo) ed in presenza (25 mM TRIS) di tampone.

Time course of pH values during anoxia incubations (static system) of Chamelea gallina *specimens without (controllo) and with (25 mM TRIS) buffer.*

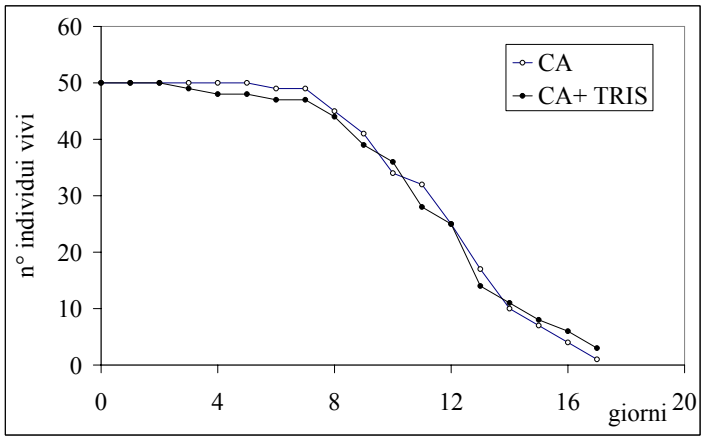


Fig. 5 - Sopravvivenza di esemplari di *Chamelea gallina* in incubazioni anossiche (sistema statico) in presenza di cloramfenicolo (CA) ed in presenza di cloramfenicolo con 25 mM TRIS (CA + TRIS).

Survival time of Chamelea gallina *specimens in anoxia incubations (static system) with chloramphenicol (CA) and chloramphenicol with 25 mM TRIS (CA + TRIS).*

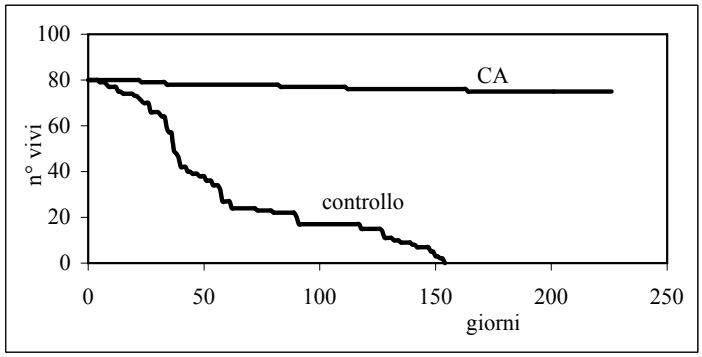


Fig. 6 - Curva di sopravvivenza di esemplari di *Chamelea gallina* in acqua di mare aerata, in assenza (controllo) ed in presenza (CA) di cloramfenicolo.

Survival curve of Chamelea gallina *specimens in oxic seawater, without chloramphenicol (controllo) and with chloramphenicol (CA).*

stabilizzatrice (Fig. 4). Tuttavia è stato osservato che quando viene aggiunto CA, il mantenimento dei valori di pH iniziali non si traduce in un aumento della sopravvivenza (Fig. 5) (De Zwaan *et al.*, 2001; Babarro e de Zwaan, 2001). Infine l'efficacia del cloramfenicolo è stata provata anche su vongole mantenute in acqua aerata. Come si può osservare in Fig. 6 l'antibiotico è risultato efficace nel garantire una sopravvivenza nettamente superiore anche in un ambiente normossico. Mentre in assenza di cloramfenicolo si è registrata una LT_{50} di circa 42 giorni, quando l'antibiotico è presente dopo sette mesi, si assisteva alla morte di 5 sole vongole.

Conclusioni

Concludendo l'analisi dei risultati dimostra che la sopravvivenza in anossia è fortemente influenzata dalle condizioni che si instaurano durante l'incubazione anossica. La caduta del pH sembra non avere effetti sulla mortalità, mentre la presenza di antibiotico esercita un'azione determinante per prolungare la sopravvivenza sia in anossia che in normossia, sottolineando l'effetto dei batteri sulla tolleranza all'anossia. L'azione positiva del CA sulla sopravvivenza di *C. gallina* anche in normossia (Fig. 6) può spiegare la maggiore vulnerabilità della vongola nonostante la presenza di ossigeno, motivando la mortalità della vongola in ambiente naturale qualora si verifichino fenomeni di anossia dei fondali. In tal caso si può supporre che intervengano batteri patogeni od opportunisti. I dati sulla presenza di batteri patogeni nei molluschi bivalvi sono ancora piuttosto scarsi, tuttavia sono state segnalate associazioni con specie della famiglia delle Vibrionacee che possono risultare patogene nelle forme larvali e giovanili di bivalvi (Lambert *et al.*, 1998; Pujalte *et al.*, 1999).

Bibliografia

BABARRO J.M.F., DE ZWAAN A. (2001) - Factors involved in the (near) anoxic survival time of *Cerastoderma edule*: associated bacteria vs. endogenous fuel. *Comp. Biochem. Physiol*., **128** C: 325-337.

DE ZWAAN A., CATTANI O., VITALI G., CORTESI P. (2001) - Influence of incubation conditions on the anoxic survival of marine bivalves. Static and semi-static incubations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **211**: 169-179.

DE ZWAAN A., SCHAUB B.E.M., BABARRO J.M.F. (2001) - Anoxic survival of *Macoma balthica*: the effect of antibiotics, molybdate and sulphide. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., **256**: 241-251.

LAMBERT C., NICOLAS J.L., CILIA V., CORRE S. (1998) - *Vibrio pectenicida* s. nov., a pathogen of scallop (*Pecten maximus)* larvae. *Int. J. Syst. Bacteriol.*, **48**: 481-487.

PUJALTE M.J., ORTIGOSA M., MACIAN M.C., GARY E. (1999) - Aerobic and facultative anaerobic heterotrophic bacteria associated to a mediterranean oysters and sea water. *Int. Microbiol*., **2**: 259-266.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 256-259

R. Zaccone, M. Mancuso

Istituto Sperimentale Talassografico, CNR, Spianata S. Raineri, 86 - 98122 Messina, Italia.

CARATTERISTICHE FISIOLOGICHE ED ENZIMATICHE DEI BATTERI ETEROTROFI ASSOCIATI AD AGGREGATI

PHYSISIOLOGICAL AND ENZYMATIC CHARACTERISTICS OF HETEROTROPHIC BACTERIA ON MARINE AGGREGATES

Abstract

Bacterial community composition, enzymatic activity and carbon utilization, in natural seawater and in aggregates obtained from rolling tanks were estimated. Utilization-test of substrates as carbon source was evaluated in BIOLOG-GN microplates.

The differences observed between natural marine and rolling tanks isolates, in carbon utilization and enzymatic activities, were related to species succession in microcosm, and confirmed low degradation potentiality of mucopolysaccharides in marine snow.

Key-words*: bacteria, sea water, aggregates, enzymatic activity.*

Introduzione

L'Adriatico Settentrionale è caratterizzato, da numerosi apporti fluviali che sostengono un'elevata produzione primaria, e da periodiche crisi distrofiche legate alla presenza di aggregati mucillaginosi (Artegiani *et al.,* 1997).

Una significativa frazione degli stadi più avanzati di *marine snow,* è costituita da sostanza organica semilabile per ulteriori utilizzi batterici (Herndl *et al.,* 1999). Il ruolo svolto dai batteri negli aggregati marini sembra essere fondamentale sia nei fenomeni di aggregazione che nella solubilizzazione degli aggregati attraverso la loro degradazione enzimatica (Azam *et al.,* 1999 b).

Studi precedenti hanno dimostrato la correlazione tra la composizione in specie della comunità batterica e le diverse attività enzimatiche (Martinez *et al.*, 1996; Zaccone *et al.,* 2002) inoltre è stata inoltre osservata una differente velocità di remineralizzazione del fosforo rispetto al carbonio ed all'azoto (Azam *et al.,* 1999 a). Scopo del lavoro è stato quello di studiare le differenze nelle caratteristiche fenotipiche e funzionali dei batteri eterotrofi associati agli aggregati, rispetto a quelli presenti nel campione naturale.

Materiali e metodi

Nell'ambito di un progetto del Laboratorio di Biologia Marina, in aprile 1997, sono stati prelevati campioni d'acqua in stazioni costiere vicino alla foce del fiume Isonzo nel Golfo di Trieste, (Azam *et al.,* 1999 b).

La componente batterica eterotrofa lungo la colonna d'acqua è stata valutata su piastre di Marine Agar (Difco). Gli stessi campioni sono stati mantenuti in colture rotanti (rolling tanks) in condizioni di luce e temperatura costanti per favorire la formazioni di aggregati (Monti *et al.,* 1995). Subcampioni di aggregati sono stati prelevati dopo 8 gg e seminati in piastre di Marine Agar.

I ceppi isolati sono stati caratterizzati dal punto di vista morfologico, colturale ed enzimatico. Il sistema di identificazione miniaturizzato BIOLOG-GN ha semplificato i saggi di utilizzazione di composti del carbonio tramite la combinazione di un ampio spettro di substrati, 95 celle in micropiastre più un controllo; in ciascun pozzetto è stata inoculata una quantità standard della sospensione cellulare contenente $2\text{-}3\times10^8$ cell/ml, le micropiastre sono state incubate per 24-48 h a 24°C. La capacità dei ceppi di produrre esoenzimi è stata valutata su sette substrati fluorogenici, α e ß- glucopyranoside, N-acetyl-ß-glucosaminide, butyrate, phosphate, heptanoate; coniugati con metilumbelliferone (MUF) e L-leucina coniugata con 7-amido-metilcumarina (MCA), mediante *replica plating* (Kim e Hoppe, 1986; Zaccone *et al.,* 2002).

Risultati e conclusioni

I risultati sono stati analizzati mediante tassonomia numerica, con il programma PC TAXAN 4 (fornito da R.R. Colwell, Sea Grant College, University of Maryland-USA), che ha permesso di raggruppare i ceppi in quattro clusters principali (Tab. 1).

In Tab. 2 sono riportati i risultati dell'IMU (indice medio di utilizzazione dei substrati come sola fonte di C) (Van Wambeke e Bianchi, 1990); valori elevati indicano una maggiore versatilità nutrizionale nei confronti delle classi di composti saggiati.

L'indice medio di attività enzimatica (EAI), invece rappresenta la capacità di decomposizione dei composti polimerici mediante l'induzione della sintesi di esoenzimi essendo i *rolling tanks* un microcosmo che si evolve indipendentemente.

Alcune differenze sono state osservate nelle caratteristiche nutrizionali tra i ceppi isolati dal campione naturale di acqua di mare e quelli isolati dagli aggregati formatisi nei rolling tanks (Tab. 2). Il Cluster 1, rappresentato dal genere *Vibrio*, costituisce il gruppo più numeroso che colonizza gli aggregati. Tale gruppo possiede maggiore capacità di utilizzare i carboidrati, le ammine e gli amminoacidi come fonte di C rispetto ai ceppi marini, confermando l'adattamento di tali ceppi ad ambienti ricchi di sostanza organica.

Al contrario, i ceppi marini mostrano maggiore IMU nei confronti degli esteri, l'attività lipolitica è infatti ben nota tra le specie di batteri marini.

Riguardo alle attività esoenzimatiche, il cluster 1 (*Vibrio* spp.) mostrava un'elevata attività idrolitica (63- 88%) nei confronti dei lipidi, chitina e peptidi e fosfati organici, ma minore attività nei confronti di polisaccaridi con legame α e ß.

Il cluster 2 presenta spiccata attività verso tutti i substrati fluorogenici (EAI più alto), in particolare il 67% dei ceppi mostra attività α-glucosidasica assente invece l'attività ß-glucosidasica.

Anche il terzo cluster, costituito da un numero limitato di ceppi (*Pseudomonas* sp.), non possiede attività nei confronti dei polisaccaridi.

Il quarto cluster mostra una discreta percentuale di ceppi con attività α-glucosidasica (44%), minore attività chitinasica e ß-glucosidasica (11%).

I ceppi isolati dal campione naturale di mare mostravano in genere percentuali più basse di attività rispetto a quelli isolati dai *rolling tanks* ad eccezione dell'attività fosfatasica presente in tutti i ceppi.

Tab. 1 - Specie batteriche isolate dagli aggregati e dal mare.
Bacterial species isolated from aggregates and from seawater.

Cluster I		Cluster II		Cluster III		Cluster IV		Mare	
Specie	**%**	**Specie**	**%**	**Specie**	**%**	**Specie**	**%**	**Specie**	**%**
V. vulnificus	21,0	Pseudomonas vescicularis	18,2	Pseudomonas sp.	33,3	Kingella kingae	16,7	V. vulnificus	40
V. tubiashii	21,1	Cytophaga jonsonae	9,1	Pseudomonas pseudoalc.	33,3	Lampropedia hyalina	8,3	Kingella kingeae	20
V. splendidus 2	15,8	Pseudomonas fluorescens	9,1	Aeromonas gruppo 5 A	33,3	Acinetobacter	8,3	Xantomonas	20
V. harvey	15,8	Aeromonas gruppo 5 A	9,1			V. splendidus 2	8,3	Non Identificati	20
V. cholerae	5,3	Pasteurella sp.	9,1			Aeromonas fosforescens	8,3		
V. metschinikovii	5,3	V. tubiashii	9,1			Non Identificati	33,3		
Non Identificati	5,3	Shewanella putrefaciens D	9,1						
		Shewanella putrefaciens A	9,1						
		Aeromonas haloduras	9,1						
		Non Identificati	9,1						

Tab. 2 - Capacità fisiologiche come Indice medio di utilizzazione (IMU) e potenzialità enzimatiche (EAI) nei clusters e nei ceppi isolati dal mare (M).
Physiological capacities (IMU) and exoenzyme potentiality (EAI) in the clusters and marine strains.

cluster	IMU Carboidrati	IMU Ammine	IMU Esteri	IMU Alcool	IMU Ac. Carbossilici	IMU Amminoacidi	EAI
C1	**55**	**48**	**44**	**30**	**27**	**52**	**58**
C2	**34**	**31**	**50**	**1**	**19**	**25**	**79**
C3	**17**	**0**	**0**	**38**	**39**	**5**	**64**
C4	**13**	**4**	**28**	**6**	**7**	**3**	**67**
M	**35**	**5**	**57**	**18**	**26**	**30**	**49**

Solo alcune specie, appartenenti ai cluster 2 e 4, possedendo l'enzima α-GLU, sono capaci di degradare amido e glicogeno, ma non i mucopolisaccaridi. I risultati ottenuti confermano le differenti potenzialità e quindi le velocità di idrolisi della comunità batterica all'interno degli aggregati (Azam *et al.,* 1999 a; Herndl *et al.,* 1999) dovuta anche alla successione in specie batteriche dotate di differente spettro enzimatico.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano la Prof.ssa Serena Fonda Umani e la Dott.ssa Paola Del Negro (Laboratorio di Biologia Marina di Trieste) per l'ospitalità e per aver fornito i mezzi necessari alla ricerca.

Bibliografia

ARTEGIANI A., BREGANT D., PASCHINI E., PINARDI N., RAICICH F., RUSSO A. (1997) - The Adriatic Sea general circulation. Part I: Air-sea interactions and water mass structure. *J. of Phys. Oceanogr*., **27**: 1492-1514.

AZAM F., FONDA UMANI S., FUNARI E. (1999 a) - Significance of bacteria in the mucilage phenomenon in the northern Adriatic Sea. *Ann. Ist. Super. Sanità*, **35** (3): 411-419.

AZAM F., CATALANO G., CELIO M., COZZI S., DEL NEGRO P., DE VICTOR C., FALCONI C., FANDINO L., FONDA UMANI S., LIPIZER M., LONG R., MOZETIC P., PUDDU A., RAMANI P., STEWART G., WELKER C., ZACCONE R. (1999 b) - Ruolo dei batteri eterotrofi nella trasformazione della sostanza organica essudata dalla frazione micro- fitoplanctonica. *Rapporti ISTISAN*, 1999/34: 127-153.

HERNLD G.J., ARRIETA J.M., STOGEREGGER K. (1999) - Interaction between specific hydrological and microbial activity leading to extensive mucilage formation in the northern Adriatic Sea. *Ann. Ist. Super. Sanità,* **35** (3): 405-409.

KIM S.J., HOPPE H.G. (1986) - Microbial extracellular enzyme detection on agar plates by means of fluorogenic methylumbelliferyl-substrates. *2ème Colloque international de bacteriologie marine*, GERBAM-CNRS, **3**: 175-183.

MARTINEZ J., SMITH D.C., STEWARD G.F., AZAM F.(1996) - Variability in ectohydrolytic enzyme activity of pelagic marine bacteria and its significance for substrate processing in the sea. *Aquatic Microbial Ecology,* **10**: 223-230.

MONTI M., WELKER C., DELLAVALLE L., CASARETTO L., FONDA UMANI S. (1995) - Mucous aggregates under natural and laboratory conditions: a review. *Sci. of Tot. Environ*., **165**: 145-154.

VAN WAMBEKE F., BIANCHI M.A. (1990) - Effect of organic enrichments on marine planktonic networks and heterotrophic potential. *Mar. Ecol. Progr. Ser.,* **63**: 17-25.

ZACCONE R., CARUSO G., CALÌ C. (2002) - Heterotrophic bacteria in the Northern Adriatic Sea: seasonal changes and ectoenzyme profile. *Mar. Environ. Res.,* **54** (1): 1-19.

Il presente studio è stato effettuato con il contributo del progetto Prisma sottoprogetto Salute Umana.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 260-264

I. Corsi, M. Mariottini, V. Menchi, L. Bindi, C. Sensini, S. Focardi

Dip. di Scienze Ambientali, Università degli Studi di Siena,
Via delle Cerchia, 3 - 53100 Siena, Italia.

APPROCCIO TOSSICOLOGICO MULTILIVELLO PER LA VALUTAZIONE DELLA CONTAMINAZIONE MARINA COSTIERA UTILIZZANDO ORGANISMI BERSAGLIO

MULTILEVEL TOXICOLOGICAL APPROACH FOR THE EVALUATION OF COASTAL POLLUTION USING TARGET ORGANISMS

Abstract

The multilevel approach is based on the application of known toxicological tools in order to assess the complexity of effects at different levels of biological organisation using target organisms as bioindicators. The approach is based on the application of general stress indices like Somatic Liver Index (SLI) and Gonadosomatic Index (GSI), specific enzymatic activities like 7-ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD), benzo(a)pyrene monooxygenase (BPMO) and Acetylcholinesterase (AChE) and residues analysis of aquatic pollutants like organochlorines hexachlorobenzene (HCB), diclorodifenil-tricloroetane (p,p'DDE) and polychlorinated biphenyls (PCBs), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), nonylphenols (NpnEO) and heavy metals (Hg, Zn, Pb, Fe) in tissues of target species. In the present biomonitoring study Mytilus galloprovicialis *and* Mullus barbatus *have been chosen as bioindicator species. Organism and population levels disfunctions is also evaluate with the application of light microscopical hystology of ovaries of* M. barbatus.

Key-words: *biomarker, organochlorines, PAHs, heavy metals, NPnEO.*

Introduzione

Il rilascio di sostanze nocive nelle aree marine costiere è da tempo associato a numerosi effetti ecologici e ad impatti sulla salute umana rendendo necessarie azioni tese al controllo delle fonti di inquinamento e degli effetti che queste esercitano sulle forme viventi. In questo ambito, negli ultimi anni si è assistito allo sviluppo e diffusione di programmi di biomonitoraggio basati sull'applicazione di un approccio integrato dato dall'insieme di un gruppo di *biomarker* sensibili all'esposizione ai più diffusi inquinanti ambientali e dall'analisi degli stessi nei tessuti di organismi bersaglio individuati quali bioindicatori dell'area di studio. La misura delle risposte biologiche, note come *biomarker,* a differenti livelli dell'organizzazione biologica, può permettere di valutare effetti sub-letali quali potenziali campanelli d'allarme di fenomeni di tossicità. Allo stesso tempo, le incertezze legate al tipo di inquinante responsabile di una determinata risposta biologica, possono trovare risposta negli strumenti chimico-analitici con la determinazione del contenuto degli inquinanti nei tessuti degli organismi. Il presente programma di biomonitoraggio è stato condotto lungo le coste del Salento (ionica ed adriatica), mediante il reperimento di esemplari di mitilo (*M. galloprovincialis*) e triglia di fango (*M. barbatus*) considerati quali ottimi bioindicatori delle aree marine mediterranee, con particolare riferimento

a quelle costiere (MED POL, UNEP, 1986: Burgeot *et al.*, 1994; Livingstone, 1985; Depledge *et al.*, 1994).

Materiali e metodi

Esemplari di *M. galloprovincialis* e *M. barbatus* sono stati prelevati con cadenza stagionale in otto stazioni lungo la penisola salentina mediante immersioni (mitili) e comuni battute di pesca a strascico (triglie). Le stazioni di campionamento sono Porto Cesareo, Gallipoli, Castro, Otranto, Cesine, Cerano, Brindisi e Torre Guaceto. Tutti gli organismi sono stati dissezionati *in situ,* i loro tessuti trasportati in azoto liquido in contenitori criogenici fino in laboratorio e conservati a –80°C fino al momento dell'analisi.

Su tutti gli esemplari studiati sono stati rilevati la lunghezza totale (al millimetro) e il peso totale (al grammo). Si è provveduto inoltre all'identificazione del sesso e a osservazioni anatomo-patologiche. EROD (Burke e Mayer, 1974), BPMO (Kurelec *et al*., 1977) e la determinazione di organoclorurati (HCB, *p,p'*DDE e PCBs come Aroclor 1260) (Tanabe *et al*., 1987) sono state condotte sulla ghiandola digestiva di mitilo e su tessuto epatico di triglia; AChE sul solo tessuto cerebrale di triglia (Ellman *et al*., 1960), IPA (Boom, 1984), NPnEO (Marcomini *et al*., 1990) e metalli pesanti (Hg, Zn, Pb, Fe) (Bargagli, 1994) sull'organismo *in toto* per il mitilo e su porzioni di muscolo dorsale per la triglia. Infine le gonadi di esemplari di triglia sono state analizzate mediante microscopia ottica.

Risultati

I risultati ottenuti dalle analisi enzimatiche e chimiche in entrambe le specie riportati sinteticamente in Tabb. 1, 2 e 3 hanno permesso di descrivere le condizioni delle coste salentine e di individuare un gradiente costa-largo della distribuzione di contaminanti. I due indici di stress generico il SLI e il GSI, calcolati negli esemplari di triglia, non risultano essere alterati e sono in accordo con quelli riportati da Mathieu *et al.* (1991) e Miramand *et al*. (1991) per le coste francesi. Le attività EROD e BPMO descrivono lo stesso andamento con valori più elevati a Porto Cesareo nello Ionio e ad Otranto in Adriatico. L'attività AChE risulta inibita negli esemplari di triglia provenienti dalle aree agricole in entrambi i versanti. I livelli di organoclorurati (HCB, *pp'*DDE e PCB) e IPA sono nell'ordine dei ngg^{-1} peso fresco per entrambe le specie; tali valori sono in accordo con le induzioni enzimatiche che risultano più elevate nelle aree portuali ed in particolare ad Otranto e nell'area delle Cesine. I NPnEO risultano al contrario più elevati nell'ordine dei ngg^{-1} p.f. nelle aree "protette" in entrambe le specie; dato che lascia ipotizzare uno scarico incontrollato di reflui depurativi. Infine i metalli pesanti presentano andamenti discordanti ma comuni ad entrambe le specie: livelli di Hg e Fe ($\mu g^{-1}g$ peso secco) più elevati si riscontrano in prossimità del porto di Brindisi e della centrale termoelettrica di Cerano. I livelli di Zn sono più elevati nella costa ionica, mentre i livelli del Pb risultano comparabili nei due versanti. Le analisi istologiche delle gonadi femminili e maschili degli esemplari di triglia non hanno rivelato alcuna alterazione morfologica attribuibile all'esposizione a sostanze inquinanti (Febvre *et al*., 1975).

Tab. 1 - Risultati riassuntivi relativi agli esemplari di *M. galloprovincialis* prelevati in otto stazioni della penisola salentina.
Results of samples of M. galloprovincialis *from eight sites along Salento coasts.*

Stazioni	BPMO U.F. min^{-1} $mg\ prot^{-1}$	Hg* $\mu g\ g^{-1}$	Pb $\mu g\ g^{-1}$	Zn $\mu g\ g^{-1}$	Fe $\mu g\ g^{-1}$	IPA§ $ng\ g^{-1}$	HCB $ng\ g^{-1}$	*p,p'*DDE $ng\ g^{-1}$	PCB $ng\ g^{-1}$	4NP $ng\ g^{-1}$
Porto Cesareo	0,1 ± 0,14	0,32 ± 0,1	1,4± 0,1	234± 29,6	168± 20,5	8,3± 7,9	18,8 ± 10,7	36,6± 39,1	17,3± 10,2	0,23± 0,1
Gallipoli	0,04± 0,03	0,33± 0,8	3,9± 0,7	237± 40,1	160± 132	27,6± 9,2	7,6± 4,7	39± 65,6	4,1± 3,1	0,12± 0,09
Castro	0,12 ± 0,14	0,45± 0,1	1,8± 0,4	90± 76,2	198± 82,7	7,2± 4,2	21,3± 11,1	16,2± 9,1	25 ± 18	0,1± 0,01
Otranto	0,07 ± 0,1	0,49± 0,1	1,4± 0,3	128± 52,8	127± 110	7,5± 5,6	16,8± 23,7	23,5± 25,7	9,2± 9,4	0,05± 0,03
Cesine	0,04 ± 0,02	0,5 ± 0,1	3,5± 0,5	145± 15,4	173± 36,1	4,3± 0,1	23,1± 0,2	127± 10	86,4± 24,3	0,13± 0,1
Cerano	0,05 ± 0,06	0,3 ± 0,1	2,4± 0,3	191± 53,5	517± 244	3,1± 1,1	20,2± 10,6	22,1± 17,7	35,6± 39,8	0,05± 0,01
Brindisi	0,04 ± 0,04	1,04± 0,2	3,2± 0,6	161± 65,3	214± 70,2	27,1± 5,5	0	20,6± 10,6	20,13± 8,3	0,14± 0,01
Torre Guaceto	0,07± 0,07	0,5± 0,1	2,6± 0,3	122± 10,6	69 ± 73,2	13,1± 3,7	33,1	32,2	27,3	0,2± 0,01

*metalli espressi su peso secco
§ organoclorurati, IPA e nonilfenoli espressi (media ± ds) come peso fresco

Tab. 2 - Risultati riassuntivi relativi agli esemplari di *M. barbatus* prelevati in otto stazioni della penisola salentina.
Results of samples of M. barbatus *from eight sites along Salento coasts.*

Stazioni	EROD pmolmin $^{-1}$ mgprot^{-1}	BPMO U.F.min^{-1} mgprot^{-1}	Hg* $\mu g\ g^{-1}$	Pb $\mu g\ g^{-1}$	Zn $\mu g\ g^{-1}$	Fe $\mu g\ g^{-1}$	IPA§ $ng\ g^{-1}$	HCB $ng\ g^{-1}$	*p,p'*DDE $ng\ g^{-1}$	PCB $ng\ g^{-1}$
Porto Cesareo	28,9 ± 20,1	49 ± 37,1	0,3± 0,2	3,5 ± 1,7	21,9 ± 4,8	37 ± 23	2 ± 1,3	1 – 199	10 – 132	15 – 103
Gallipoli	30,1 ± 24,2	12,08 ± 13	0,9 ± 0,7	2,3 ± 0,6	17,5 ± 5,4	28 ± 11	4 ± 0,3	6– 287	12 – 273	4 – 130
Castro	13,8 ±13,8	22,2 ± 2,1	1,2 ± 0,4	2,9 ± 1,3	16,8 ± 5,6	30 ± 9	4,15± 5	2 – 11.165	22 – 705	18 – 119
Otranto	143,2 ± 90,4	241 ± 237	2,8 ± 1	1,3 ± 0,6	14,3 ± 3,2	30 ± 14	6,7 ± 8	3–17.162	31–1186	15 – 110
Cesine	43,9 ±15,1	24,3 ± 17	0,7 ± 0,2	1,9 ± 0,7	13,3 ± 5,4	22 ± 14	3 ± 1,5	1 – 146	34 – 255	23 – 578
Cerano	49 ± 7,6	12,7 ± 7	0,5 ± 0,1	3,2±1,4	16,5±5,3	31 ± 8	3 ± 1,4	131,5	24 – 263	14– 74
Brindisi	2,5 ± 17,4	2,1 ± 2,8	0,9 ± 0,4	2,4±0,7	17,1±3,8	37 ± 16	3,7 ± 2	0,5 – 18	24 – 291	7– 192
Torre Guaceto	9,3 ± 4,9	0,2 ± 0,1	0,4 ± 0,1	2,8±1,2	17,3±3,1	32 ±16	3,1 ± 1	32,1	40 – 97	33 – 133

* espressi su peso secco
§ organoclorurati (min-max) e IPA (media ± ds) espressi come peso fresco

Tab. 3 - Risultati relativi agli indici SLI e GSI e al contenuto di 4NP ed etossilati (media±ds) negli esemplari di *M. barbatus* nelle otto stazioni lungo la costa salentina.
Results of samples of M. barbatus *from eight sites along Salento coasts.*

Stazioni	SLI		GSI		NpnEO* ng g^{-1}		
	maschi	femmine	maschi	femmine	4NP	NP1EO	NP2EO
Porto Cesareo	0,6 ± 0,3	1,44 ± 0,4	0,83 ± 0,3	0,93 ± 0,2	0,4 ± 0,2	34,6 ± 24	0,27 ± 0,3
Gallipoli	1,06 ±0,1	1,84 ± 0,5	1,62 ± 0,7	1,31 ± 0,3	0,3 ± 0,1	17 ± 23,1	4,67 7,9
Castro	0,28 ± 0,4	1,32 ± 0,3	1,2 ± 0,5	1,67 ± 0,5	0,1 ± 0,1	22,1 ± 5,9	4,85 ± 2,2
Otranto	0,72 ± 0,1	1,67 ± 0,4	2,3 ± 0,1	2,44 ± 0,5	0,2 ± 0,1	9,6 ± 13,6	0,2 ± 0,2
Cesine	1,27 ± 0,2	1,8 ± 0,7	0,42 ± 0,1	1,56 ± 0,3	0,1 ± 0,01	3,6 ± 3,4	0,67 ± 1,1
Cerano	1,44 ± 0,5	1,87 ± 0,4	1,98 ± 0,6	1,68 ± 2,1	0,05 ± 0,1	1,3 ± 0,2	0,4 ± 0,4
Brindisi	1,06 ± 0,7	1,28 ± 0,7	1,52 ± 0,6	3,44 ± 0,9	0,1 ± 0,01	1,3 ± 1,4	1,8 ± 3,1
Torre Guaceto	1,11 ± 0,3	2,55 ± 0,3	-	1,99 ± 0,1	0,2 ± 0,01	0,9 ± 1,2	0,35 ± 0,5

* espressi come peso fresco

Conclusioni

L'approccio multilivello utilizzato ha permesso di ottenere un quadro generale sulle condizioni biologiche (fauna) e chimiche (inquinamento) delle coste della penisola salentina quale punto di partenza per predisporre, ove necessario, interventi adeguati al risanamento e al controllo delle fonti e dell'entità dei fenomeni inquinanti.

Ringraziamenti

Si ringrazia per l'assistenza nelle fasi di campionamento e di analisi di laboratorio i Dott.ri Soania Fossi, Marco Bartolini, Lucia Lancini, Teresa Romeo e la Sig.ra Marinella Graziosi del Dipartimento di Scienze Ambientali dell'Università degli Studi di Siena.

Bibliografia

BARGAGLI R. (1994) - Bioaccumulo di metalli pesanti nelle reti trofiche marine. In: Organismi come Bioindicatori Ambientali. *Ecothema*, Trieste, **5**: 65-77.

BOOM M.M. (1987) - The determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in indigeneous and transplanted mussels (*Mytilus edulis*, L.) along Dutch coast. *Int. J. Environ. Anal. Chem*., **31**: 251-261.

BURKE M.D., MAYER R.T. (1974) - Ethoxyresorufin: direct fluorimetric assay of a microsomal-*O*-dealkylation which is preferentially inducible by 3-methylcholantrene. *Drug. Metabol. Disp.*, **2** (6): 583-588.

BURGEOT T., BOCQUENE G., PINGRAY G., GODEFROY D., LEGRAND J., DIMEET J., MARCO F., VINCENT F., HENOCQUE Y., OGER JEANNERET H., GALGANI F. (1994) - Monitoring biological effects of contamination in marine fish along French coasts by measurement of ethoxyresorufin-o-deethylase activity. *Ecotox. Environ. Saf.,* **29**: 131-147.

DEPLEDGE M.H., FOSSI M.C. (1994) - The role of biomarkers in environmental assessment (2). Invertebrates. *Ecotox.*, **3**: 161-172.

ELLMAN G.L. COURTNEY K.D., ANDREAS V. Jr., FEATHERSTONE R.M. (1961) - A new and rapid colorimetric determination of Acetylcholinesterase activity. *Biochem. Pharm.*, **7**: 82-88.

FEBVRE M., MICHELE M., LAFAURIE M. (1975) - Comparaison de la séquence ovogénétiqueChez des Téléostéens ovipares gonochoriques et hermaphrodites (*Mullus, Serranus, Boops*). *P.S.Z.N.. Mar. Ecol.*, **39**: 140-152.

KURELEC B., BRIVTIC S., RIJAVEC M., MULLER W.E.G., ZAHN R.K. (1977) - Benzo(a)pyrene monooxigenase induction in marine fish. Molecular response to oil pollution. *Mar. Biol.*, **44**: 211-216.

LIVINGSTONE D.R. (1985) - Responses of the detoxication/toxication enzyme systems of molluscs to organic pollutants and xenobiotics. *Mar. Pollut. Bull.*, **16**: 158-164.

MARCOMINI A., PAVONI B., SFRISIO A., ORIO A.A. (1990) - Persistent metabolites of alkylphenol polyethoxylates in the marine environment. *Mar. Chem.,* **29**: 307-323.

MATHIEU A., LEMAIRE P., CARRIERE S., DRAI P., GIUDICELLI J., LAFAURIE M. (1991) - Seasonal and sex-linked variations in hepatic and extrahepatic biotransformation activities in striped mullet (*Mullus barbatus*). *Ecotox. Environ. Saf.,* **22**: 45-57.

MIRAMAND P., LAFAURIE M., FOWLER S.W., LEMAIRE P., GUARY J.C., BENTLEY D. (1991) -Reproductive cycle and heavy metals in the organs of red mullet, *Mullus barbatus* (L.), from the Northwestern Mediterranean. *Sci. Total. Environ.,* **103**: 47-56.

MED POL-UNEP (1986) - Baseline studies and monitoring of DDT, PCB and other chlorinated hydrocarbons in marine organisms (MED POL III). *MAP Technical Report Series*, **3**.

TANABE S., KANNAN N., WAKIMOTO T., TATSUKAEA R. (1987) - Method for the determination of three non-*ortho* chlorine substituted coplanar PCBs in environmental samples at part-per-trillion levels. *Intern. J. Environ. Anal.*, **29**: 199-213.

Il presente studio è stato condotto nell'ambito del programma INTERREG II Italia-Grecia supportato dal Consorzio Interuniversitario delle Scienze del Mare (CoNISMa).

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 265-268

M. Mariottini, V. Menchi, I. Corsi, S. Focardi

Dipartimento di Scienze Ambientali, Via delle Cerchia, 3 - 53100 Siena, Italia.

POLICLOROBIFENILI, IDROCARBURI AROMATICI E NONILFENOLI IN *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* COME SPECIE BIOINDICATRICE

POLYCHLOROBIPHENYLS, AROMATIC HYDROCARBONS AND NONYLPHENOLS IN MYTILUS GALLOPROVINCIALIS *AS BIOINDICATOR SPECIES*

Abstract

Samples of Mytilus galloprovincialis *were collected in March 2000 from the Apulian coasts and analysed for PCBs, PAHs and NPs content. Geographical differences in the occurrence of PCBs, PAHs and NPs were observed.* M. galloprovincialis *proves to be a good indicator of marine coastal water quality.*

Key-words: *xenobiotics,* M. galloprovincialis, *bioindicators.*

Introduzione

I molluschi bivalvi vengono utilizzati da più di trent'anni nei programmi di monitoraggio ambientale per la determinazione dei livelli di contaminazione nell'ambiente acquatico (Axelman *et al*., 1999). I mitili, in particolare *Mytilus galloprovincialis,* sono ideali per il biomonitoraggio perché concentrano i contaminanti principalmente dall'acqua e dal particolato sospeso, in quanto organismi filtratori (Metcalfe *et al*., 1990). I policlorobifenili (PCB), gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) ed i nonilfenoli (NP) sono xenobiotici fra quelli prodotti e utilizzati dall'uomo in maggiori quantità. Per questo e per la loro elevata persistenza, sono penetrati in tutti gli ecosistemi ed in particolare in quelli marini che ne rappresentano il serbatoio finale (Focardi *et al*., 1997). Esiste una vasta letteratura scientifica sugli effetti di queste sostanze che hanno proprietà mutagene e cancerogene (Safe, 1990; Tanabe *et al*., 1987a).

Materiali e metodi

Organismi di *M. galloprovincialis* sono stati campionati nel marzo 2000 in otto aree della costa ionica ed adriatica del salento (Fig. 1) e analizzati per il contenuto di policlorobifenili (PCB), idrocarburi policiclici aromatici (IPA) e del 4-Nonilfenolo (4-NP). Trentasette congeneri di PCB sono stati identificati e quantificati tramite gas cromatografia ad alta risoluzione (HRGC Perkin Elmer Autosystem) con detector a cattura di elettroni (ECD) al ^{63}Ni. La conferma di alcuni congeneri è stata effettuata con GC-MS (ITD GCQ-Plus ThermoFinnigan) (Tanabe *et al.*, 1987 b). La determinazione e quantificazione degli IPA e del 4-NP è avvenuta con HPLC (High performance liquid chromatography) con detector spettrofotometrico a UV (Waters® 996) (Boom, 1997; Marcomini *et al.*, 1990).

Risultati

Le differenti concentrazioni sono interpretate in base alla distribuzione geografica. La più alta contaminazione da PCB è presente nella zona di Cesine (valore medio:

86,4 ng/g peso fresco) mentre i valori più bassi sono stati determinati negli organismi provenienti dall'area di Gallipoli (4,14 ng/g p.f.) (Fig. 2). I livelli di IPA mostrano che le aree portuali sono le più contaminate: in particolare le stazioni di Gallipoli e Brindisi presentano entrambe valori pari a 27 ng/g p.f., mentre Cerano e Cesine mostrano valori di pochi ng/g p.f. riflettendo il profilo delle diverse fonti di contaminazione (Fig. 3). Il contenuto del 4-NP è dell'ordine del ng/g p.f. con valori più alti negli organismi provenienti da Torre dell'Inserraglio, Gallipoli, Otranto e Torre Guaceto (0,4 ng/g p.f.) (Fig. 4). Il dato relativo alle due aree marine protette di Torre dell'Inserraglio e di Torre Guaceto può essere messo in relazione alla documentata presenza in entrambe le aree di scarichi a mare di impianti di depurazione che costituiscono la principale fonte di apporto di queste molecole nelle acque marine costiere (Trono *et al.,* 2000).

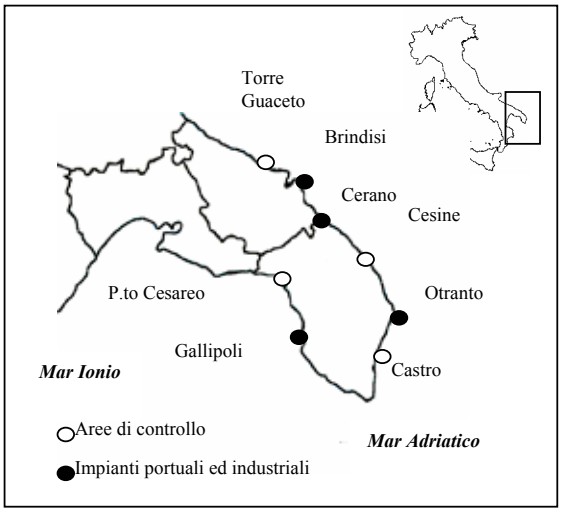


Fig. 1 - Stazioni di campionamento lungo la costa del salento.
Sampling stations along Apulean coasts.

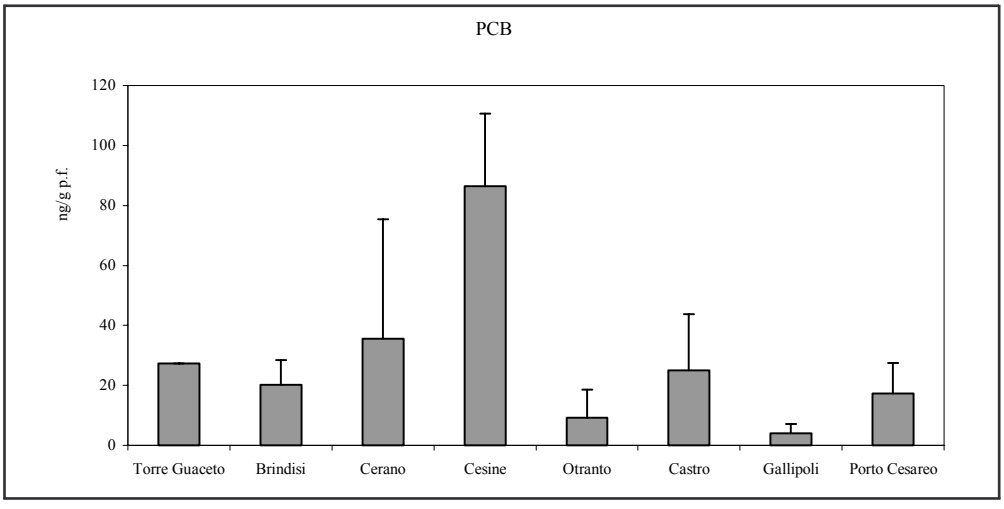


Fig. 2 - Valori medi di PCB (ng/g p.f.).
Mean concentrations of PCBs (ng/g w.w.).

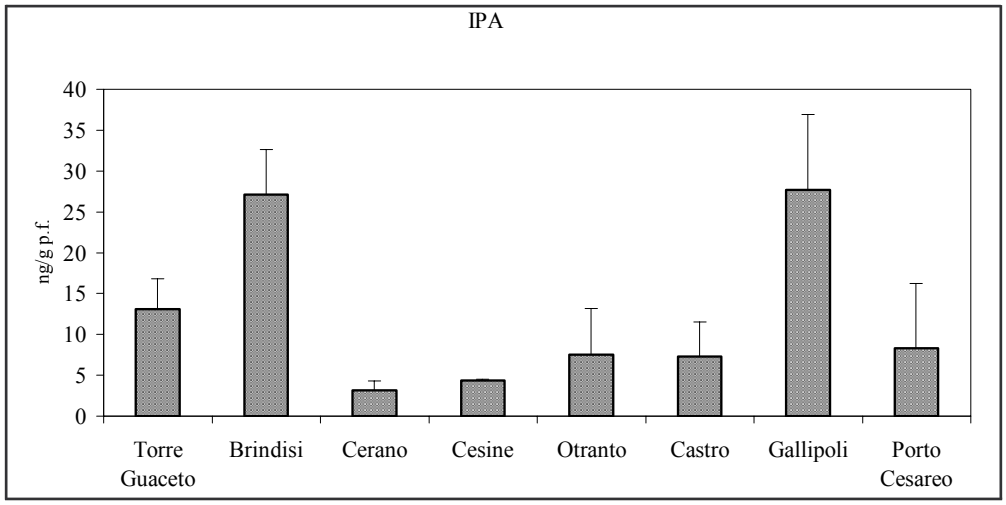


Fig. 3 - Valori medi di IPA (ng/g p.f.).
Mean concentrations of PAHs (ng/g w.w.).

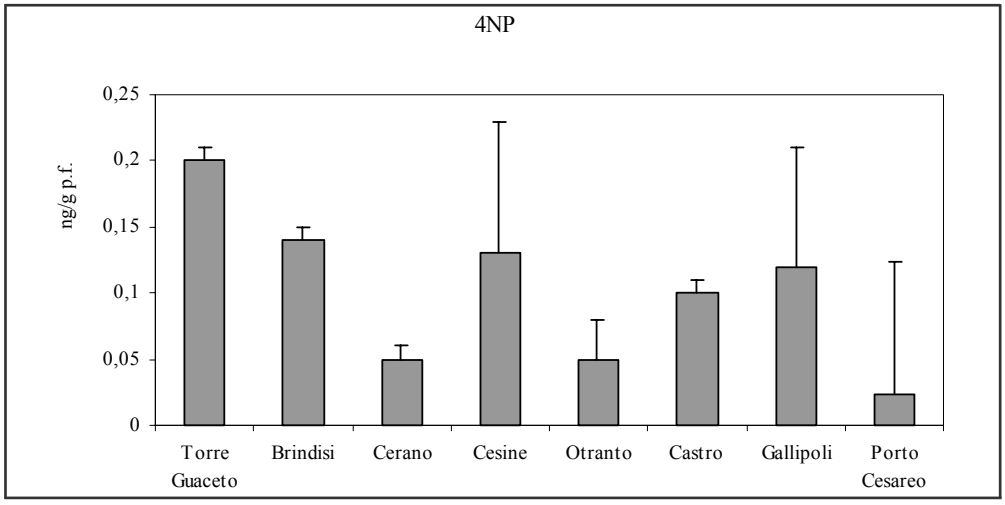


Fig. 4 - Valori medi di 4NP (ng/g p.f.).
Mean concentrations of 4NP (ng/g w.w.).

Conclusioni

Comparando i valori di PCB, IPA e NP con quelli riportati in letteratura (Hamilton, 1989; Baumard *et al*., 1998; Ahel *et al.*, 1993; Keith *et al*., 2001) si può affermare che le coste del salento non presentano livelli di contaminazione particolarmente rischiosi

per l'ecosistema marino. *M. galloprovincialis,* riflettendo la qualità dell'acqua, risulta essere un ottimo bioindicatore della contaminazione da xenobiotici.

Ringraziamenti

Si ringrazia per l'assistenza nelle fasi di campionamento e di analisi di laboratorio i Dott.ri Marco Bartolini, Teresa Romeo e la Sig.ra Marinella Graziosi del Dipartimento di Scienze Ambientali dell'Università degli Studi di Siena.

Bibliografia

AHEL M., McEVOY J., GIGER W. (1993) - Bioaccumulation of lipophilic metabolites of nonionic surfactants in freshwater organisms. *Environ. Pollut.,* **79**: 243-248.

BAUMARD P., BUDZINSKI H., GARRIGUES P. (1998) - Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels of the western Mediterranean sea. *Environ. Toxicol. Chem.*, **17** (5): 765-776.

BOOM M.M. (1987) - The determination of polycyclic aromatic hidrocarbons in indigenous and transplanted mussels (*Mytilus edulis,* L.) along Dutch coast. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.,* **31**: 251-261.

FOCARDI S., CORSOLINI S., AURIGI S., CORSI I. (1997) - Chlorinated hydrocarbons in fish from the southern Tyrrhenian. *Atti 12° Congresso A.I.O.L.,* **1**: 97-108.

HAMILTON E.I. (1989) - Chemical Contamination of French Coasts. The Results of a Ten Years Mussel Watch. *Mar. Poll. Bull. (Baseline)*, **20** (10): 523-528.

KEITH T.L., SNYDER S.A., NAYLOR C.G., STAPLES C.A., SUMMER C., KURUNTHACHALAM K., GIESY J. (2001) - Identification and quantitation of nonylphenol ethoxylates and nonylphenol in fish tissues from Michigan. *Environ. Sci. Technol*., **35** (1): 10-13.

MARCOMINI A., PAVONI B., SFRISO A., ORIO A.A. (1990) - Persistent metabolites of alkylphenol polyethoxylates in the marine environment. *Mar. Chem*., **29**: 307-323.

METCALFE J., CHARLTON M.N. (1990) - Freshwater mussels as biomonitors for organic industrial contaminants and pesticides in the St. Lawrence River. *Sci. Total Environ.*, **97/98**: 595-615.

SAFE S. (1990) - Polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-p-dioxin (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs), and related compounds: environmental and mechanistic considerations which support the developmentof toxic equivalency factors (TEFs). *Crit. Rev. Toxicol*., **21**: 51-88.

TANABE S., KANNAN N., SUBRAMANIAN A.N., WATANABE S., TATSUKAWA R. (1987a) - Higly toxic coplanar PCBs: occurence, source, persistency and toxic implications to wildlife and humans. *Environ. Pollut.*, **47**: 147-163.

TANABE S., KANNAN N., WAKIMOTO T., TATSUKAWA R. (1987b) - Method for the determination of three non-*ortho* chlorine substituted coplanar PCBs in environmental samples at part-per-trillion levels. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, **29**: 199-213.

TRONO A. (2000) - Impatto antropico e inquinamento costiero nel Salento leccese (Puglia). *II° Convegno CoNISMa, Genova 1-3 Novembre 2000*: 282 pp.

Progetto INTERREG Italia-Grecia finanziato dal Consorzio Interuniversitario delle Scienze del Mare (CoNISMa).

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 269-272

D. Cassin, F. Bianchi, A. Boldrin, M. Turchetto

Istituto di Biologia del Mare, CNR, Castello 1364/A - 30122 Venezia, Italia.

DISTRIBUZIONE DEL MATERIALE PARTICELLATO IN ADRIATICO SETTENTRIONALE (LUGLIO 1999-LUGLIO 2000)

DISTRIBUTION OF PARTICULATE MATTER IN THE NORTHERN ADRIATIC SEA (JULY 1999-JULY 2000)

Abstract

Distribution of suspend matter, particulate organic carbon (POC), total particulate nitrogen (TPN) and chlorophyll a *were investigated in the Northern Adriatic Sea. In the surface layers, the particulate matter concentration appeared correlated to the freshwater input. POC and TPN showed a variability dependent on both the thermohaline properties of the basin and the growth of phytoplankton populations.*

Key-words: *particulate matter, POC, TPN, chlorophyll, Adriatic Sea.*

Introduzione

Il materiale particellato svolge un ruolo fondamentale nei processi di trasporto, consumo e trasformazione di sostanze diverse (nutrienti, inquinanti, ecc.) (Franco *et al*., 1989). La sua distribuzione, sia orizzontale che verticale, è in stretta relazione con la presenza di discontinuità termoaline, che, agendo da vere e proprie barriere fisiche, possono ostacolarne la diffusione. L'Adriatico Settentrionale rappresenta un bacino fortemente influenzato dagli apporti di acque continentali, derivanti in gran parte dal sistema fluviale del Po, con gradienti di densità a volte fortemente sviluppati. Questi, influenzando la distribuzione del materiale particellato, condizionano i processi biologici che avvengono nelle diverse masse d'acqua.

Scopo di questo studio è valutare la natura e la distribuzione spazio-temporale del materiale sestonico nella colonna d'acqua, rinvenuto nel periodo luglio 1999-luglio 2000 nell'ambito del programma INTERREG II, riguardante lo studio delle condizioni oceanografiche e dei processi idrodinamici e biogeochimici dell'Adriatico Settentrionale.

Materiali e metodi

Sono stati analizzati i dati raccolti con frequenza mensile nell'intervallo temporale luglio 1999–luglio 2000, su un reticolo di 43 stazioni distribuite lungo sei transetti (Fig. 1). Su tutte le stazioni sono stati eseguiti profili verticali tramite sonda multiparametrica, mentre su un numero ridotto (11) sono stati determinati il particellato totale (TSM), il contenuto di carbonio organico (POC) e azoto (TPN) particellati e la concentrazione di clorofilla *a*. I campioni relativi a questi parametri sono stati filtrati su filtri in fibra di vetro Whatman GF/F (porosità 0,7 μm). Il TSM è stato determinato per via gravimetrica (Strickland e Parsons, 1972); POC e TPN mediante analizzatore elementare CHN (Hedges e Stern, 1984); la clorofilla *a* è stata analizzata secondo il metodo fluorimetrico, dopo estrazione dei pigmenti in acetone al 90% (Holm-Hansen *et al*., 1965).

Risultati

L'analisi dei dati oceanografici raccolti conferma come le proprietà termoaline dell'Adriatico settentrionale presentino condizioni che variano dal completo rimescolamento della colonna d'acqua, proprio del periodo invernale, ad una netta stratificazione verticale estiva.

Le concentrazioni del materiale particellato sono più elevate nella fascia costiera, dove sono più evidenti i fenomeni di deflusso fluviale, e nelle stagioni autunnale e primaverile, anche in relazione alle maggiori portate dei fiumi (Figg. 1 e 2).

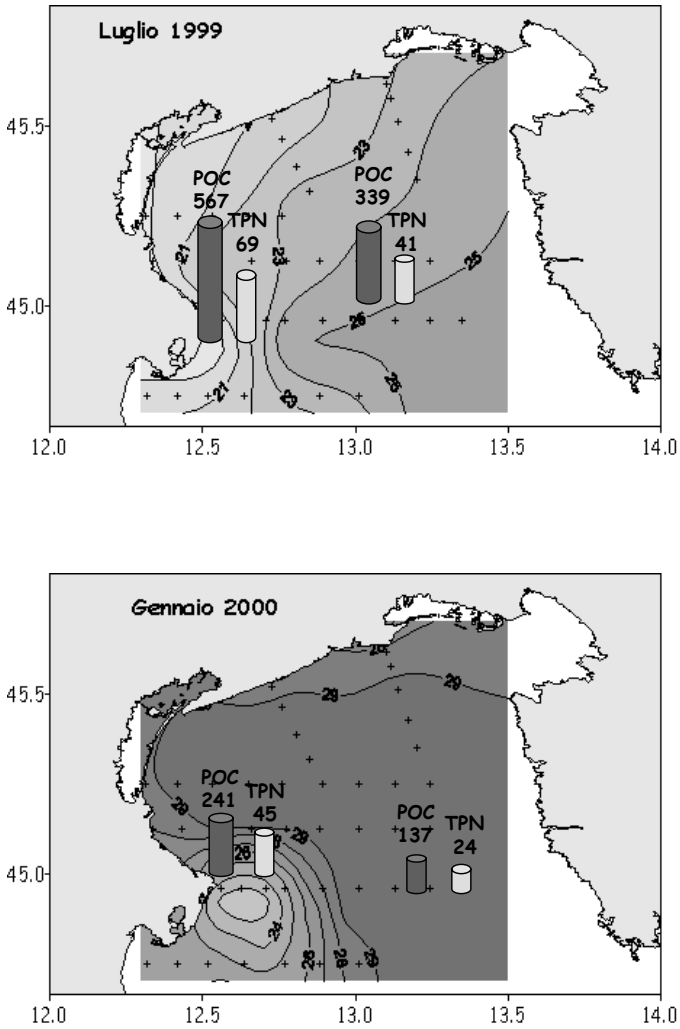


Fig. 1 - Concentrazioni medie di POC e TPN (µg dm^{-3}) in superficie nell'area costiera ed al largo, in relazione all'anomalia di densità.

Mean surface concentration of POC and TPN (µg dm^{-3}) in the coastal and open sea area, in relation to the density anomaly.

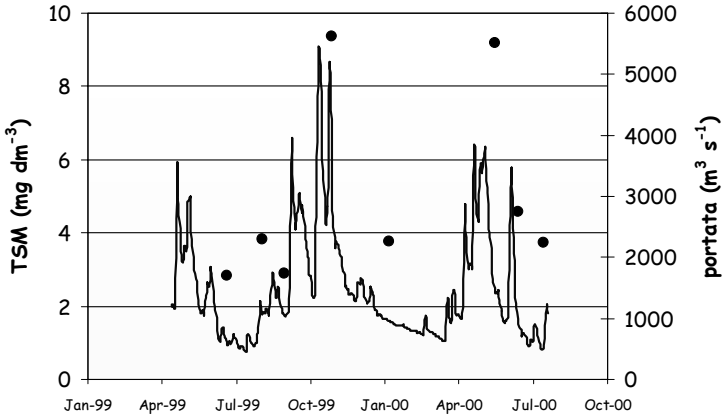


Fig. 2 - Materiale particellato totale (concentrazione media sulla colonna) nell'area costiera in relazione alla portata del Po.

Total suspended matter (mean water column concentration) in the coastal area related to the Po river discharge.

Il POC assume una concentrazione media intorno a 200 µg/Odm^{-3}, con massimi alle quote superficiali e nei periodi estivi, quando sono stati osservati blooms fitoplanctonici, e minimi nei periodi invernali e nelle acque dense prossime al fondo. Il TPN presenta un valore medio di 35 µg/Odm^{-3}, con una distribuzione spaziale e temporale analoga a quella del POC. Il rapporto molare C/N è in media pari a 7,4, aumentando fino a 9,8 in superficie nel giugno del 2000, periodo in cui sono stati evidenziati aggregati mucillaginosi. La clorofilla *a* è risultata in media pari a 1,5 µg/Odm^{-3}, con valori massimi durante il bloom di maggio 2000, localizzato in una stazione al centro del bacino, e quello di giugno 2000, in un'area antistante la foce del Po. Il rapporto POC/clorofilla, che indica il contributo della componente autotrofa alla sostanza organica particellata, risulta mediamente pari a 249. Nelle stazioni costiere, tale rapporto assume una minore variabilità nel tempo, con valori intorno a 200; nelle stazioni al largo, invece, il rapporto raggiunge i valori massimi con una variabilità più ampia (Fig. 3).

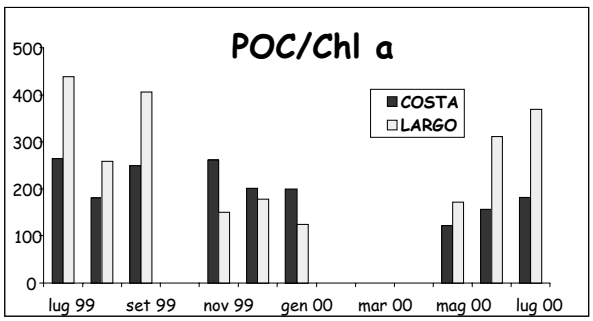


Fig. 3 - Valori medi del rapporto POC/clorofilla *a*.

Mean values of POC/ Chlorophyll a *ratio.*

Conclusioni

Le concentrazioni del materiale particellato mostrano una distribuzione generalmente correlata agli apporti di acque continentali, in particolare nelle aree costiere. Il carbonio organico e l'azoto totale particellati rivelano una variabilità dipendente sia dalle proprietà termoaline del bacino, caratterizzato da sistemi frontali che contribuiscono ad accumulare tale materiale sestonico in determinate aree, sia dalla presenza di blooms.

Il valore medio del rapporto molare C/N si approssima a quello tipico per il fitoplancton (Redfield *et al.*, 1963). Appare ragionevole ritenere che l'aumento significativo di tale rapporto, riscontrato nelle acque superficiali nel giugno del 2000, potrebbe essere imputato all'elevato contenuto in carboidrati degli essudati mucillaginosi osservati su larga parte del bacino in quel periodo.

Dalla letteratura (Holm-Hansen *et al.*, 1989), si assume per il rapporto POC/clorofilla un valore minore o uguale a 100 durante i bloom fitoplanctonici e valori più elevati quando il particellato organico è dominato dalla componente detritica. L'analisi dei rapporti da noi calcolati indica, per le stazioni al largo, valori elevati dovuti alle scarse abbondanze fitoplanctoniche, ad eccezione di una situazione di bloom, a carattere puntiforme. Il particellato organico risulta, in queste aree, dominato da materiale detritico e/o di origine eterotrofa. La maggiore variabilità osservata al largo è in relazione ai meccanismi di trasporto, che distribuiscono le masse d'acqua diluite su una superficie più o meno ampia, a seconda dell'entità del deflusso fluviale. Nelle stazioni costiere, al contrario, il rapporto POC/clorofilla scende a valori inferiori per l'aumento delle biomasse microalgali, che qui si rinviene per gran parte dell'anno.

Bibliografia

FRANCO P., RABITTI S., CIOCE F. (1989) - Adriatico settentrionale in condizioni di stratificazione. 2. Distribuzione del materiale sospeso e delle proprietà ottiche (1983-1984). *Bollettino di Oceanologia*, (N.S.): 77-87.

HEDGES J.I., STERN J.H. (1984) - Carbon and nitrogen determination of carbonate-containing solids. *Limnol. Oceanogr.*, **19**: 984-989.

HOLM-HANSEN O., LORENZEN C.J., HOLMES R.W., STRICKLAND J.D.H. (1965) - Fluorimetric determination of chlorophyll. *J. Cons. perm. Int. Explor. Mer.*, **30**: 3-15.

HOLM-HANSEN O., MITCHELL B.G., HEWES C.D., KARL D.M. (1989) - Phytoplankton blooms in the vicinity of Palmer Station, Antarctica. *Polar Biology*, **10**: 49-58.

REDFIELD A.C., KETCHUM B.H., RICHARDS F.A. (1963) - The influence of organisms on the composition of sea-water. In: Hill N.M. (ed), *The Sea,* Wiley, London **2**: 27-77.

STRICKLAND J.D.H., PARSONS T.R. (1972) - A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Bd. Canada*, **167**: 331 pp.

Lavoro svolto nell'ambito del programma INTERREG II-ARPAV con il contributo della Regione del Veneto e finanziato dalla Comunità Europea.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 273-276

A. Specchiulli, G. Carapella, G. Casolino, R. D'Adamo, M. Franchi,
V. Marolla, T. Scirocco, P. Villani

Istituto per lo Studio degli Ecosistemi Costieri, CNR, Via Pola, 4 - 71010 Lesina, Foggia, Italia.

STUDIO AMBIENTALE DEL LAGO DI VARANO: CARATTERISTICHE IDROLOGICHE E BIOLOGICHE

AMBIENTAL STUDY OF THE VARANO LAKE: HYDROLOGICAL AND BIOLOGICAL CHARACTERISTICS

Abstract

The Varano lagoon is a coastal eutrophyc ecosystem. The analyzed hydrological and biological parameters show that it is influenced by anthropic events. From the analysis of the clusters no significant differences can be found in the stations during the sampling period. The productivity seems not to be influenced by the N/P rate.

Key-words*: nutrients, lagoon, microphytoplankton, zooplankton.*

Introduzione

Il lago di Varano è compreso tra 15°40'48" e 15°48'32" long. Est e 41°50'38" e 41°54'24" lat. Nord (Fig. 1); la superficie è circa 6500 ha e la profondità media 3,5 m. Esso comunica con il mare Adriatico tramite le foci Capoiale e Varano. Nel bacino sono state praticate intense attività di pesca e acquacoltura. Tali attività, negli ultimi anni, per cause difficilmente identificabili, hanno subito un calo con ripercussioni economiche sulla categoria dei pescatori. Il lago è costituito da una miscela di acque dolci e salate provenienti dal mare e dal bacino idrografico. Nel lago avvengono la maggior parte dei processi degradativi della sostanza organica e l'organigazione dei nutrienti resisi biodisponibili (Kress e Herut, 1998; Froneman, 2000). Il rischio di eutrofizzazione e di altri disturbi possono essere monitorati mediante il rilievo dei parametri fisici, chimici e biologici di questo ecosistema acquatico (Giacobbe *et al.,* 1996). L'obiettivo del lavoro è stata l'analisi delle variazioni temporali, con campionamenti mensili per un anno, di alcuni parametri fisici, chimico-fisici e biologici delle acque, al fine di caratterizzarne lo stato trofico. I parametri analizzati sono stati: trasparenza, temperatura, salinità, pH e ossigeno disciolto, $N\text{-}NH_4$, $N\text{-}NO_2$, $N\text{-}NO_3$, $P\text{-}PO_4$, P-Ptot, Chl *a*, microfitoplancton e zooplancton.

Materiali e metodi

I campionamenti sono stati condotti mensilmente in 22 stazioni nell'arco del 1997 omogeneamente distribuite su tutta la superficie del lago (Fig. 1). *In situ* sono stati misurati mediante sonda multiparametrica pH, temperatura, salinità e ossigeno disciolto. La trasparenza è stata valutata mediante disco Secchi. I campioni di acqua di superficie, prelevati con bottiglia NISKIN, sono stati trasportati in laboratorio e utilizzati per le analisi dei nutrienti. In 10 stazioni sono stati prelevati i campioni per il conteggio del microfitoplancton e in 5 stazioni sono state effettuate retinate per l'analisi quantitativa dello zooplancton. Le analisi dei nutrienti sono state eseguite con spettrofotometro Beckman DU-64 mediante metodica di Strickland e Parsons (1972). La concentrazione della clorofilla *a* è stata determinata mediante spettrofluorimetro. Il

conteggio del fitoplancton mediante microscopio invertito.

L'analisi dei dati è stata eseguita mediante software Statistica 5.5. La verifica dell'omogeneità tra le stazioni è stata effettuata applicando l'analisi dei cluster. Le medie mensili sono state confrontate tramite ANOVA ed il grado di significatività mediante il t-Student.

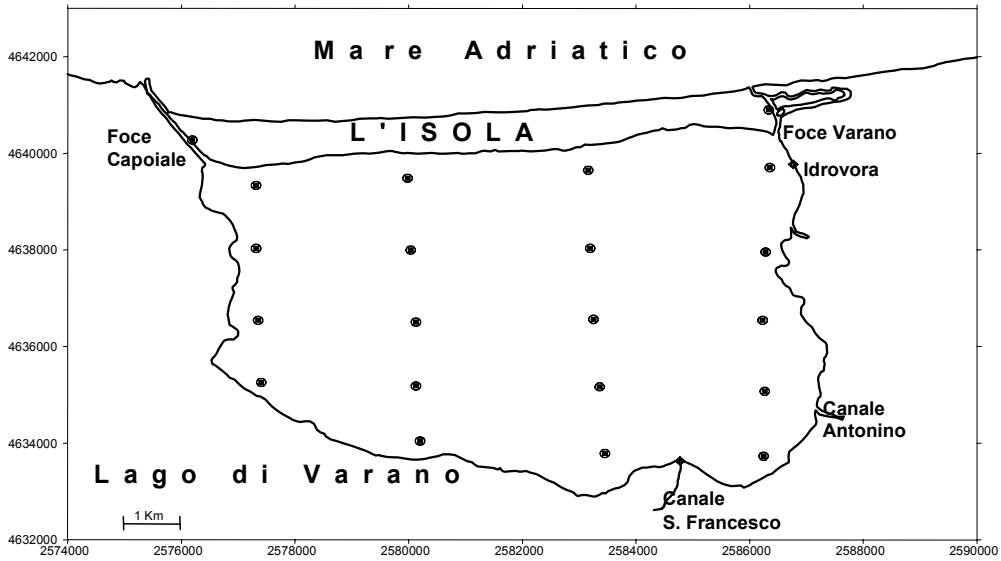


Fig. 1 - Stazioni di campionamento nel lago di Varano.
Sampling area in the Varano lake.

Risultati

I valori dei parametri riscontrati durante la ricerca sono rappresentati in Figg. 2-5. La media della temperatura è oscillata da 8.6 a 31.3 in relazione al ciclo stagionale; la salinità è variata tra 24-30‰; l'ossigeno disciolto è risultato quasi sempre oltre la saturazione con valori mai inferiori a 7.04 mg/l, il pH è variato tra 7.99 e 8.28. La variazione dell'azoto ammoniacale è compresa tra 0.84-3,38 mM, quella dell'azoto nitroso e nitrico tra 1.21 e 20.95 mM, il P-PO_4 è stato rilevato solo in pochi campioni (Fig. 2). Il P-tot è variato tra 0.26 e 2.45mM. La concentrazione della clorofilla è variata tra 0.49 mg/l e 47.52 mg/l, il microfitoplancton è variato tra 751×10^3 e 4311×10^3 cellule/dm^3 (Fig. 3). La variazione dello zooplancton è stata tra 173 e 12280 ind/m^3 (Fig. 4).

Discussione e conclusioni

Il lago di Varano, come tutte le lagune costiere, è un ecosistema eutrofico; nonostante ciò durante la campagna di monitoraggio non sono stati registrati fenomeni distrofici localizzati e/o diffusi. Dall'analisi dei risultati non si osservano significative differenze ($P>0.05$) dei parametri misurati nelle varie stazioni; al contrario le

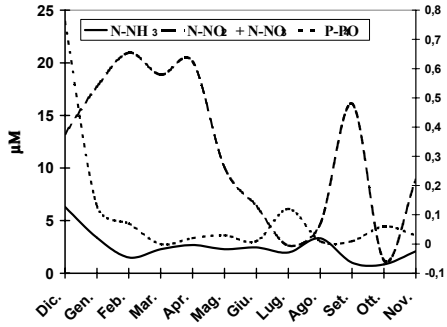


Fig. 2 - Variazione mensile dei nutrienti.
Nutrients monthly variation.

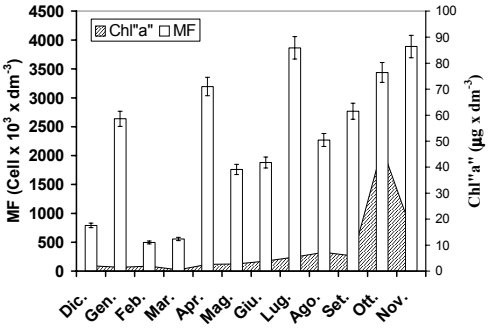


Fig. 3 - Variazione mensile di Chl *a* e MF.
Chl a *and MF monthly variation.*

loro variazioni stagionali nell'ambito della stessa stazione erano sempre significative ($P<0.05$) specialmente tra i campioni prelevati a stagioni alterne ($P<0.001$). Il rapporto N/P, risultato elevato a causa della concentrazione del $P\text{-}PO_4$ prossima al limite di risoluzione della metodica utilizzata (Fig. 5), sembra non correlato alla produttività lagunare; infatti la variazione della concentrazione del fosfato non sembra influenzare la produzione di microfitoplancton che, a sua volta, non influenza quella dello zooplancton, dal momento che la produzione del microfitoplancton è risultata crescente durante il periodo di studio con picchi stagionali ($P<0.01$), mentre lo zooplancton ha presentato due picchi significativamente differenti in inverno ed estate ($0.001<P<0.05$). La mancanza di significative differenze spaziali nei parametri considerati suggerisce la possibilità di ridurre il numero di stazioni per monitorare l'ecosistema in questione. La mancanza di correlazione tra i processi biologici considerati evidenzia invece come la laguna sia un ecosistema dall'equilibrio instabile, rendendo necessario l'aumento della frequenza dei campionamenti per una approfondita conoscenza delle successioni ecologiche.

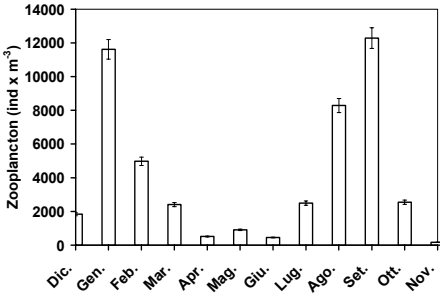


Fig. 4 - Variazione mensile dello zooplancton.
Zooplankton monthly variation.

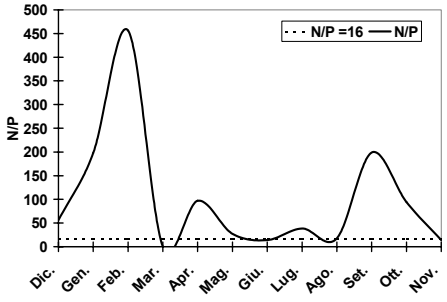


Fig. 5 - Variazione mensile di N/P.
N/P monthly variation.

Bibliografia

GIACOBBE M.G., OLIVA F.D., MAIMONE G. (1996) - Environmental Factors and Seasonal Occurence of the Dinoflagellate *Alexandrium minutum*, a PSP Potential Producer, in a Mediterranean Lagoon. *Estaurine, Coastal and Shelf Science,* **42**: 539-549.

FRONEMAN P.W. (2000) - Feeding Studies on Selected Zooplankton in a Temperate Estuary, South Africa. *Estaurine, Coastal and Shelf Science,* **51**: 543-552.

KRESS N., HERUT B. (1998) - Hypernutrification in the Oligotrophic Eastern Mediterranean: a Study in Haifa Bay (Israel). *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* **46**: 645-656.

STRICKLAND J.D.H., PARSONS T.R. (1972) - *A practical Handbook of Seawater Analysis*. The Alger press Ltd., Ottawa: 310 pp.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 277-280

R. Schiavone, L. Allievi*, T. Brusa*, P. Villani

Istituto per lo Studio degli Ecosistemi Costieri, CNR, Via Pola, 4 - 71010 Lesina, Foggia, Italia.
*DISTAM, Sez. M.A.A.E., Università degli Studi di Milano, Italia.

ASPETTI IGIENICI RELATIVI AD UNA ZONA COSTIERA (LAGUNA DI VARANO)

HYGIENIC ASPECTS OF A COASTAL AREA (VARANO LAGOON)

Abstract

The sanitary quality of the basin was evaluated by seasonal samplings over a one-year period. The microbial pollution in the waters, originating from the surrounding land, quickly dropped with increasing distance from the land. The fecal pollution of the mussels cultured in the basin and then in the facing sea was always within the limits prescribed by Italian law.

Key-words: *fecal bacteria, mussels, Varano Lagoon.*

Introduzione

La laguna di Varano è situata sul versante nord del Promontorio del Gargano e si estende con forma trapezoidale per 60,5 km^2. Il fondale scende progressivamente fino alla profondità di 6 m nella zona centrale. Il bacino comunica con l'Adriatico, da cui è separato da una duna costiera, mediante due canali artificiali (Foce Capoiale e Foce Varano). Esso è alimentato, oltre che dal mare, anche da acque dolci, soprattutto quelle reflue provenienti dal territorio circostante attraverso due canali (S. Francesco e Antonino) e l'Idrovora Muschiaturo (Fig. 1). Nel mare davanti a Foce Capoiale si pratica l'allevamento di mitili (*Mytilus galloprovincialis*), le cui strutture iniziano dalla zona occidentale della laguna, nella quale l'attività principale è rappresentata dalla pesca.

Al fine di una migliore conoscenza della situazione igienica del bacino, sfruttato anche per l'allevamento di mitili, nell'arco di un anno a cavallo tra il 1999 ed il 2000 sono stati prelevati campioni di acque e di sedimento nella laguna e nei principali affluenti, nonché campioni di mitili allevati in laguna ed in mare. Il punto di riferimento è stato in particolare la legislazione italiana vigente e riguardante la classificazione delle acque impiegate per la molluschicoltura (Ministero della Sanità, 1978). Nei vari tipi di campioni sono stati ricercati i principali fecali; sono stati inoltre ricercati *Clostridium perfringens* nei sedimenti e germi patogeni del genere salmonella nei mitili.

L'obbiettivo ultimo dell'indagine batteriologico-igienistica va considerato nel tentativo di fornire una sufficiente informazione dei fenomeni di contaminazione biologica da poter utilizzare per una più efficace salvaguardia delle principali vocazioni del corpo idrico.

Materiali e metodi

Le stazioni dei vari campionamenti, effettuati nelle quattro diverse stagioni, in giugno, agosto e novembre 1999 e febbraio 2000, sono indicate in Fig. 1. Il campionamento delle acque è stato effettuato alla profondità di 50 cm direttamente con contenitori sterili, quello dello strato 0-10 cm di sedimento con palette e contenitori sterili, quello dei mitili secondo il D. M. sulle acque per la molluschicoltura (Ministero della

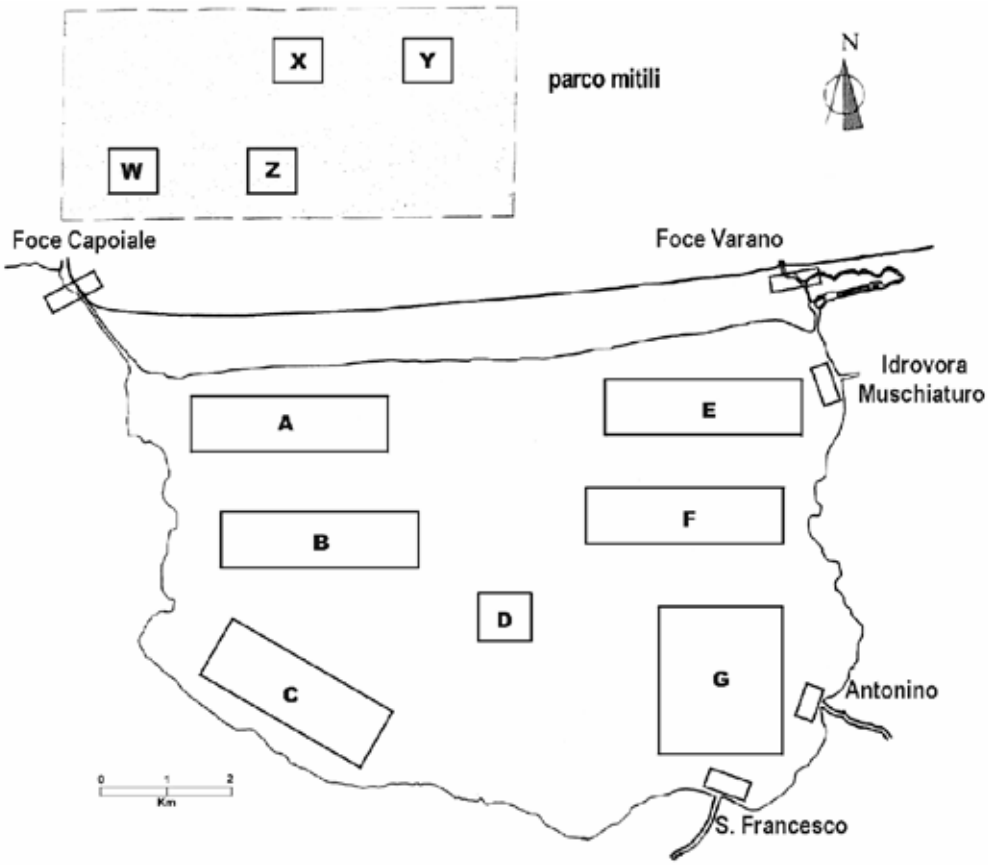


Fig. 1 - Zone di campionamento di acque, sedimenti e mitili nel bacino e nel mare antistante.
Sampling areas of water, sediment, and mussels in the lagoon and the facing sea.

Sanità, 1978).

Le analisi microbiologiche sono state effettuate, per i gruppi indicati, con le metodiche di seguito sintetizzate.

– *Escherichia coli:* semina in Brodo Lattosato e da questo in Brodo Lattosato con Bile e Verde Brillante ed in parallelo in Acqua Triptonata (Ministero della Sanità, 1978).
– Streptococchi fecali: semina in Brodo all'Azide Destrosio e da questo in Brodo all'Etil Violetto con Azide e Destrosio (IRSA, 1994).
– Spore di *Clostridium perfringens*: semina in SPS Agar Difco dopo trattamento del campione a 80°C per 10 min (Emerson e Cabelli, 1982).
– Salmonelle: semina di 25 g di polpa e di liquido intervalvare in Acqua Peptonata, da questa in successione semine in Rappaport-Vassiliadis (RV) Enrichment Broth ed infine su Hektoen Enteric Agar.

Risultati

Per quanto riguarda la presenza di *E. coli* e degli Streptococchi fecali nelle acque, le cariche batteriche rilevate tendono ad essere più alte nelle Foci e soprattutto in corrispondenza dei tre canali d'acqua dolce rispetto a quelle analizzate nelle stazioni della laguna: se in questa le cariche variavano da 0 a 10^2/100 ml per *E. coli* e da 0 a 10^1 per gli Streptococchi, raramente si era sotto 10^2 e 10^1 rispettivamente per i due gruppi nelle Foci, mentre in prossimità dei canali generalmente variavano tra 10^2 e 10^3 per tutti i batteri ricercati. Cariche in piena laguna generalmente nulle sono state rilevate in primavera e nella sola zona occidentale in inverno.

Le cariche nei sedimenti di entrambi i gruppi, nonché dei clostridi, sono di nuovo risultate più alte vicino ai tre canali affluenti che in laguna: 10^2-10^3/100 g per *E. coli* e Streptococchi e 10^3-10^4 per i clostridi, contro 0-10^2 e 10^2-10^3, rispettivamente, in laguna. Solo le cariche della zona est del bacino erano in ordine di grandezza più alte, tranne che in inverno.

Le Salmonelle sono sempre risultate assenti nei mitili, sia in mare che in laguna. La presenza di *E. coli*, spesso nulla, ha compreso un solo valore superiore a 1/g, in una zona marina (170/100 g). Le cariche degli Streptococchi fecali sono variate tra 0 e 10^3/100 g secondo la zona e la stagione.

Conclusioni

Dai risultati ottenuti dalla nostra indagine nelle acque è emerso che i gruppi microbici fecali considerati sono risultati più abbondantemente presenti in corrispondenza dei canali affluenti (S.Francesco e Antonino) e dell'Idrovora Muschiaturo rispetto alla laguna, confermando così l'origine prevalente dell'inquinamento da acque reflue provenienti dagli insediamenti dei comuni limitrofi. Dai valori ottenuti si nota che la bassa presenza dei batteri fecali nella laguna è da attribuirsi non solo ad una progressiva riduzione delle popolazioni a causa dell'ambiente sfavorevole, ma anche ad uno spiccato effetto di diluizione nelle acque.

È da notare che la presenza di streptococchi risulta solo sporadicamente più consistente di quella di *E. coli* nonostante la maggior capacità di sopravvivenza nell'ambiente salato (IRSA, 1994). Il quadro indicherebbe una resistenza reale non molto diversa e compatibile con l'origine dell'inquinamento prevalentemente umana piuttosto che animale (Vismara, 1998).

Le concentrazioni delle spore dei clostridi, molto più resistenti, si riducono anch'esse progressivamente allontanandosi dalla costa orientale del bacino.

Dal quadro generale dei risultati si nota che i batteri fecali mostrano una tendenza all'accumulo in inverno nelle acque, invece nelle altre stagioni nel sedimento delle zone immediatamente a ridosso degli immissari. E' d'altra parte noto che tali batteri sopravvivono meglio nell'ambiente in condizioni di bassa temperatura e possono comunque essere presenti vitali nei sedimenti anche quando non sono più rilevabili nella colonna d'acqua sovrastante (Vismara, 1998).

È da notare che in primavera nelle acque sia della laguna che in prossimità dei canali affluenti la presenza dei batteri fecali è minore verosimilmente a causa delle piogge, mentre nelle foci e nei sedimenti è più costante nel tempo.

Prendendo in esame l'inquinamento dei mitili esso appare maggiore in mare che in laguna, con valori di *E. coli* comunque sempre entro i limiti di legge. Nota rassicurante è la costante assenza di Salmonelle. Anche i valori d'inquinamento delle acque della

laguna nella zona e nei periodi di attività di mitilicoltura (ottobre-giugno) risultano entro i limiti prescritti (Ministero della Sanità, 1978).

In conclusione, la grande maggioranza delle acque della laguna di Varano risulta scarsamente inquinata dal punto di vista igienico, a differenza di altri bacini italiani dalle caratteristiche simili (Dumontet *et al.*, 1990). Questa situazione la rende adatta all'esteso allevamento di mitili che si pratica nella zona: le prescrizioni della legislazione italiana in merito risultano pienamente rispettate (Ministero della Sanità, 1978).

Bibliografia

DUMONTET S., VOLTERRA L., CONTE M. (1990) – Un caso emblematico di degrado ambientale: le lagune salmastre della Campania. *Biol. Ital.*, **20** (12): 25-29.

EMERSON D.J., CABELLI V.J. (1982) - Extraction of *Clostridium perfringens* spores from bottom sediment samples. *Appl. Environ. Microbiol*., **44** (5): 1144-1149.

ISTITUTO DI RICERCA SULLE ACQUE (1994) - *Metodi analitici per le acque*. Quaderni IRSA-CNR, Roma, n° 100.

MINISTERO DELLA SANITA' - D. M. 27/4/1978 "Norme concernenti i requisiti microbiologici, biologici, chimici e fisici delle zone acquee sedi di banchi e di giacimenti naturali di molluschi eduli lamellibranchi e delle zone acquee destinate alla molluschicoltura, ai fini della classificazione in approvate, condizionate e precluse". *Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana n° 125, Supplemento Ordinario*, 8/5/1978.

VISMARA R. (1998) - *Depurazione biologica*. Hoepli, Milano: 778 pp.

Il presente lavoro è stato eseguito con i fondi del Consorzio ELTCON di Roma.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 281-286

M. Marini, A. Russo, P. Fornasiero, E. Paschini, F. Grilli

Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima, CNR, Largo Fiera della Pesca - 60125 Ancona, Italia.

IL BACINO CENTRO-MERIDIONALE DELL'ADRIATICO NEL FEBBRAIO 1999: CARATTERISTICHE CHIMICHE E FISICHE DELLA COLONNA D'ACQUA

THE MIDDLE-SOUTHERN ADRIATIC BASIN IN FEBRUARY 1999: THE CHEMICAL AND PHYSICAL CHARACTERISTICS OF THE WATER COLUMN

Abstract

Northern waters influence this Southern Adriatic depression, together with surface and intermediate waters coming from Ionian sea, and western shelf waters which tend to sink to the bottom. In this area the Redfield ratio mean is equivalent to 20,7, at Pomo and E transect (>29,0) this ratio is higher.

Key-words: *Adriatic Sea, thermohaline characteristics, nutrients, Redfield ratio.*

Introduzione

Nel febbraio 1999, nell'ambito del progetto europeo MATER, è stata effettuata una crociera oceanografica lungo 7 transetti, dalla fossa di Pomo alla fossa del Sud Adriatico, superando lo stretto di Otranto, fino al Mar Ionio (Fig. 1).

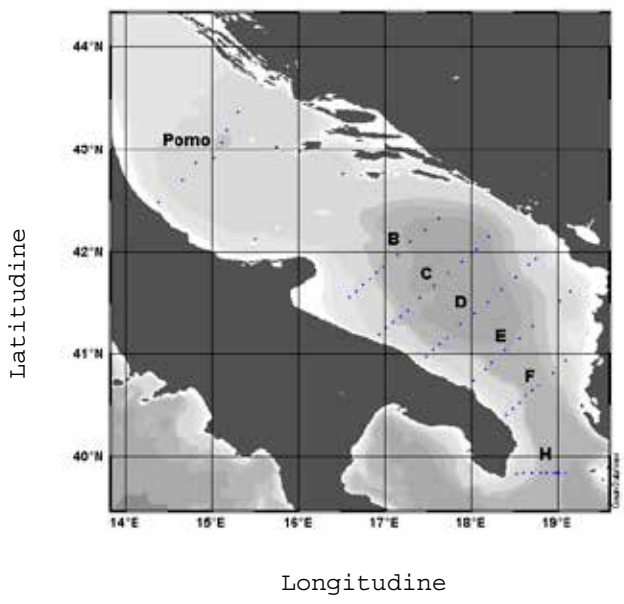


Fig. 1 - L'Adriatico centro-meridionale e le stazioni di campionamento.
The middle-southern Adriatic basin and the sampling stations.

Il campionamento ha previsto misurazioni di parametri fisici (pressione, temperatura, salinità, densità e fluorescenza) e chimici (ortofosfati, nitrati, ammonio, nitriti, silicati e ossigeno disciolto). Dai dati del DIN, azoto inorganico disciolto (NO_3, NO_2 e NH_4), e del fosforo inorganico disciolto (PO_4), espressi in $\mu g\ L^{-1}$, è stato calcolato il rapporto Redfield N/P con lo scopo di caratterizzare, assieme ai dati fisici, le diverse masse d'acqua dell'area centro-meridionale dell'Adriatico in un momento di transizione climatica del Mediterraneo orientale (Briand, 2000).

Materiali e metodi

I dati fisici sono stati acquisiti da una sonda CTD modello SBE911plus, i campioni per le analisi chimiche sono stati prelevati da bottiglie Niskin a quote opportune. L'ossigeno disciolto è stato direttamente determinato a bordo secondo il metodo Winkler (1888), con metodo potenziometrico ed i sali nutritivi sono stati analizzati in laboratorio secondo Strickland e Parsons (1968) con autoanalyzer.

Risultati

Nel transetto di Pomo si osserva un forte mescolamento verticale delle caratteristiche termoaline. Il rapporto N/P vale in media 29,1; nelle depressioni esso presenta valori piuttosto alti sempre a causa di una limitazione da fosforo e di una prevalenza di DIN (superiori a 9 $\mu mol\ L^{-1}$). Nelle fosse, valori di percentuale di saturazione d'ossigeno compresi tra 88 e 94% indicano un rinnovo in corso delle acque di fondo.

Nel transetto B (Fig. 2), nella parte nordoccidentale della fossa sudadriatica, si osserva un rimescolamento verticale quasi completo al centro della fossa, nei primi 500-600 m di colonna d'acqua, con temperatura di 13,65 °C, salinità di 38,71 psu e densità di 29,15 kg/m^3 e saturazione d'ossigeno dell'86%. Sotto lo strato mescolato si ritrova uno strato di "vecchie" acque di fondo sudadriatiche, più fredde (< 13,50 °C), dense (> 29,17 kg/m^3), con più bassa salinità (< 38,70 psu) e bassa saturazione d'ossigeno (< 74%), più ricche sia di DIN sia di PO_4 con concentrazioni rispettivamente comprese tra 5,3 e 7,9 $\mu mol\ L^{-1}$, tra 0,19 e 0,25 $\mu mol\ L^{-1}$. Sulla piattaforma continentale si osservano acque dense (> 29,20 kg/m^3), più fredde e meno saline, con contenuti d'ossigeno intorno al 96% della saturazione e di sali nutritivi simili alle acque superficiali del transetto. Il rapporto N/P presenta un valore medio nel transetto di 17,2, con valori più bassi sul versante orientale dovuti a una minore presenza di sali azotati.

Anche sul transetto C, che attraversa la parte più profonda della depressione (1200 m), si osserva un mescolamento verticale al centro, uno strato profondo con presenza di acque "vecchie", ed acque sulla piattaforma continentale italiana con caratteristiche simili a quelle osservate sul transetto B, ma qui rilevate in fase di sprofondamento lungo la scarpata continentale (dove da 300 a 700 m di profondità si riscontrano minimi di temperatura e salinità e maggiori % di ossigeno). Nel versante più orientale la colonna d'acqua risulta più ricca di nutrienti. Il valore medio del rapporto N/P nel transetto è di 21,4, con valori alti in superficie a causa di una limitazione da PO_4.

Lungo il transetto E (Fig. 3), profondo a 900 m, vi sono meno evidenze di convezione verticale, in quanto l'omogeneità verticale è ridotta e interessa profondità minori. Sulla piattaforma continentale albanese è presente una massa d'acqua superficiale più

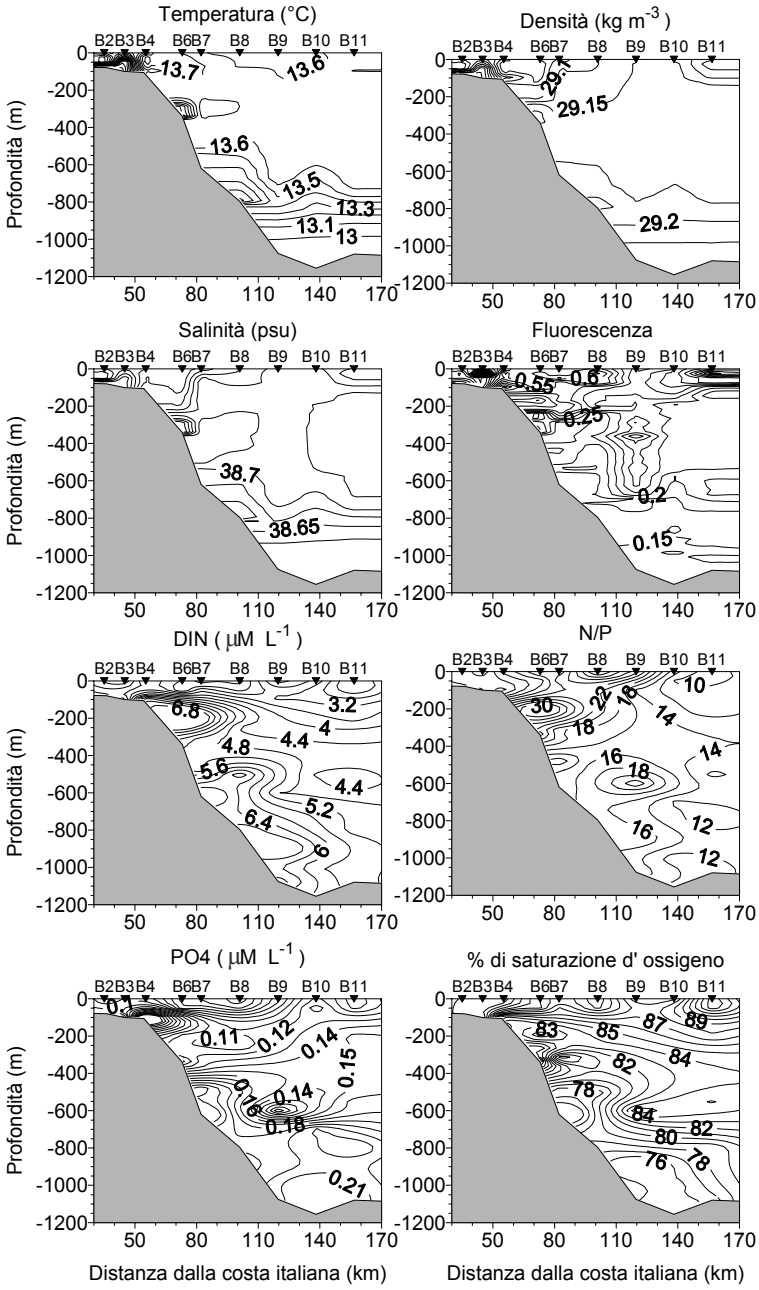


Fig. 2 - Profili di temperatura, densità, salinità, fluorescenza, DIN (azoto inorganico disciolto), N/P, ortofosfati, % di saturazione d'ossigeno, relativi al transetto B.

Sections of temperature, density, salinity, fluorescence, DIN (dissolved inorganic nitrogen), N/P, ortophosphates, % of oxygen saturation respective of B transect.

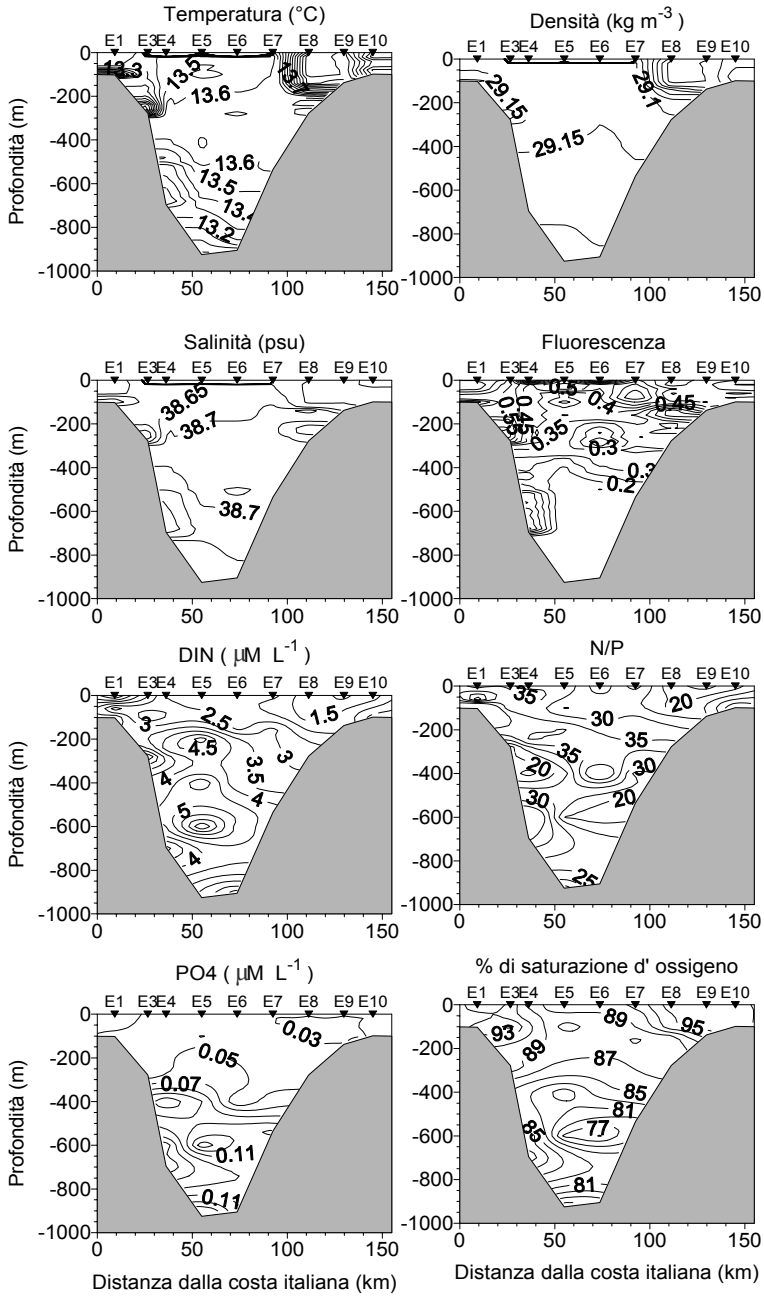


Fig. 3 - Profili di temperatura, densità, salinità, fluorescenza, DIN (azoto inorganico disciolto), N/P, ortofosfati, % di saturazione d'ossigeno relativi al transetto E.

Sections of temperature, density, salinity, fluorescence, DIN (dissolved inorganic nitrogen), N/P, ortophosphates, % of oxygen saturation respective of E transect.

calda, poco salina e a bassa densità, con saturazione d'ossigeno al 96% e bassissimi contenuti di sali azotati e PO_4. Le "vecchie" acque di fondo sono presenti sulle due stazioni più profonde, a partire da circa 400 m di profondità, con i valori massimi di DIN (5,5-7,1 μmol L^{-1}) e PO_4 (0,17-0,21 μmol L^{-1}). Il valore medio del rapporto N/P lungo il transetto è 29,4 perché i PO_4 presentano basse concentrazioni. Anche qui si osservano acque dense sulla piattaforma continentale, con caratteristiche simili al transetto C.

Il transetto F, profondo 820 m e situato sulla soglia d'Otranto, separa il Mar Adriatico dal Mar Ionio. Qui troviamo una maggiore stratificazione verticale delle masse d'acqua, e osserviamo uno strato intermedio, tra 200 e 400 m di profondità, ad alta salinità proveniente dal bacino orientale. Sulla piattaforma continentale si osserva una certa omogeneità verticale, e vi troviamo ancora acque dense (29,19 kg/m^3), fredde (12,30 °C) e poco saline (38,40 psu) specialmente sulla seconda stazione dalla costa pugliese. Le "vecchie" acque di fondo, in uscita dal Sud Adriatico con caratteristiche analoghe ai transetti precedenti, sono localizzate nella zona più profonda del transetto, dove occupano gli ultimi 150 m. A circa 700 m di profondità, addossate alla parte occidentale della scarpata continentale e anch'esse in uscita dal bacino, troviamo ancora nuove acque di fondo con caratteristiche simili alle acque dense di piattaforma. Il rapporto N/P ha un valore medio, lungo il transetto, di 19,5, con valori mediamente più alti in superficie.

Nel transetto H, situato nel Mar Ionio, sono state osservate le acque sulla piattaforma continentale, le "vecchie" acque di fondo, entrambe provenienti dall'Adriatico, e le acque intermedie ad alta salinità (valori intorno a 39,00 psu) provenienti dal bacino orientale. Le concentrazioni dei nutrienti aumentano a partire da 400 m di profondità (DIN da 6,2 a 13,7 μmol L^{-1}). Il rapporto N/P ha un valore medio di 21,9 lungo tutto il transetto, sul fondo la media del rapporto N/P è di 15,9. In corrispondenza delle acque di fondo uscenti dal sudadriatico la saturazione d'ossigeno è del 75%, come nei precedenti transetti.

I maggiori consumi d'ossigeno, corrispondenti alle maggiori concentrazioni d'azoto e fosforo, si trovano al di sotto della soglia degli 800 m. Si rileva così il processo di mineralizzazione delle acque "vecchie", che permangono a lungo al di sotto della soglia d'Otranto.

Conclusioni

Nella depressione del Sud Adriatico si nota come i sali azotati e gli ortofosfati siano maggiormente concentrati negli strati più profondi, a partire dagli 800 m fino al fondo, con valori rispettivamente compresi tra 7,0 e 12,0 μmol L^{-1} e tra 0,15 e 0,26 μmol L^{-1}. In quest'area sia le condizioni idrologiche sia il budget dei nutrienti sono condizionati da acque provenienti dal Nord Adriatico e da acque superficiali ed intermedie, provenienti dal Mar Ionio (Buljan e Zore-Armanda, 1976; Russo e Artegiani, 1996; Gacic *et al*., 1999; Civitarese e Gacic, 2001). Le acque provenienti dal Nord Adriatico, esposte a notevoli apporti fluviali e perdite di calore, quindi più fredde, meno saline, con valori più alti di fluorescenza presentano con concentrazioni di sali azotati comprese tra 1,0 e 4,0 μmol L^{-1} e di PO_4 inferiori a 0,10 μmol L^{-1}. Le acque superficiali ed intermedie, provenienti dal Mar Ionio, più calde, più saline (caratteristiche fisiche tipiche del Mediterraneo Orientale) sono più ricche di nutrienti (4,0-6,0 μmol L^{-1} di sali azotati; 0,10-0,15 μmol L^{-1} di PO_4).

Si ha evidenza di uno sprofondamento d'acque dense della piattaforma continentale pugliese. L'apporto d'acque dense, formatesi nel bacino centro-settentrionale adriatico (Russo e Artegiani, 1996) e/o sulla piattaforma continentale pugliese, potrebbe rivestire un ruolo importante nella formazione delle acque di fondo sudadriatiche, integrando o anche sostituendo (come appare in questo caso) i processi convettivi, maggiori responsabili della loro formazione (Roether e Schlitzer, 1991; Artegiani *et al*., 1997).

I rapporti N/P più alti sono presenti a Pomo (a 100 m e sul fondo) e nel transetto E (a 400 m e sul fondo) perché gli ortofosfati sono risultati quasi assenti e i sali azotati hanno presentato alte concentrazioni in prossimità delle fosse; mediamente N/P è maggiore nei primi 200 m della colonna d'acqua. Nell'intera area della fossa sudadriatica il rapporto N/P presenta un valore medio di 20,7 (transetti B, C, D, E, F).

Bibliografia

ARTEGIANI A., BREGANT D., PASCHINI E., PINARDI N., RAICICH F., RUSSO A. (1997) - The Adriatic Sea general circulation. I. Air-sea interactions and water mass structure. II. Baroclinic circulation structure. *J. Phys. Oceanogr.*, **27**: 1492-1532.

BRIAND F. (ed) (2000) - The Eastern Mediterranean climatic transient, its origin, evolution and impact on the ecosystem. Trieste (Italy), 29 March-1st April 2000. *CIESM Workshop Series*, Monaco, **10**: 86 pp.

BULJAN M., ZORE-ARMANDA M. (1976) – Oceanographical proprierties of the Adriatic Sea. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, **14**: 11-98.

CIVITARESE G., GACIC M. (2001) – Had the Eastern Mediterranean Transient an Impact on the New Production in the Southern Adriatic? *Geophysical Research Letters*, **28** (8): 1627-1630.

GACIC M., CIVITARESE G., URSELLA L. (1999) - Spatial and seasonal variability of water and biogeochemical fluxes in the Adriatic Sea. In: P. Malanotte, V.N. Eremeev (eds), *The Eastern Mediterranean as a laboratory basin for the assessment of contrasting ecosystem*, Rizzoli e Kluwer Academic Publisher, Dordrecht: 335-357.

ROETHER W., SCHLITZER W. (1991) - Eastern Mediterranean deep water renewal on the basis of chlorofluoromethane and tritium data. *Dyn. Atm. Oceans*, **15**: 333-354.

RUSSO A., ARTEGIANI A. (1996) - Adriatic Sea hydrography. *Sci. Mar.*, **60** (Suppl. 2): 33-43.

STRICKLAND J.D.H., PARSONS T.R. (1968) – A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Board of Canada*, **167**: 310 pp.

WINKLER L.W. (1888) – Die Bestimmung des im Wasser gelosten Sauerstoffes. *Chem. Ber*., **21**: 2843-2855.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 287-289

N. Cingolani, A. Santojanni, A. Belardinelli, F. Donato, S. Colella

Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima, IRPEM - CNR,
Largo Fiera della Pesca - 60125 Ancona, Italia.
cingolani@irpem.an.cnr.it

ASPETTI DELLA PESCA NELLE MARCHE: INDAGINE SULLA FLOTTA PESCHERECCIA E SULLA FORZA LAVORO

FISHERY IN MARCHE: FLEET AND FISHERMEN

Abstract

An investigation on the fleet and social fetaures of fishery was carried out for Marche, an Italian region on the Adriatic Sea.

Key words: *fishery, Adriatic Sea, Marche region, fleet, social features.*

Introduzione

La pesca, dai primi anni ottanta ad oggi, ha subito profonde trasformazioni, sia da un punto di vista tecnologico che nella struttura della forza lavoro (ASPEA, 1993). L'obiettivo della ricerca effettuata dall'IRPEM è stato quello di fornire un quadro della flotta peschereccia delle Marche (Adriatico centrale) e della forza lavoro che opera a bordo dei pescherecci.

Materiali e metodi

A tal fine sono state utilizzate due metodologie differenti: per la valutazione della flotta peschereccia si è consultata la documentazione ISTAT disponibile, mentre per la valutazione della forza lavoro si è proceduto con un'indagine sul campo, contattando 11 associazioni di pescatori e 93 imprese di pesca nei tre compartimenti di Pesaro, Ancona e San Benedetto del Tronto.

Risultati

Sulla base dei dati ISTAT più recenti (1998), la flotta della regione Marche rappresenta il 7% della flotta peschereccia italiana e il 18,8% della flotta del versante italiano dell'Adriatico. Per quanto riguarda invece le TSL (Tonnellate di Stazza Lorda) complessive, la regione Marche contribuisce al totale nazionale con l'11%. Dai risultati dell'indagine sul campo, per quanto riguarda la forma giuridica delle imprese di pesca contattate, la società in nome collettivo è la forma societaria più diffusa (il 61% delle imprese), mentre il 32% è costituito da ditte individuali. Sempre sulla base delle informazioni raccolte presso le associazioni, il numero complessivo delle imbarcazioni è stato stimato pari a 618, con un totale di 1400 pescatori imbarcati. Il 50% dei pescatori ha iniziato a lavorare nel settore tra i 15 e i 18 anni (Tab. 1), la maggior percentuale di imbarcati ha un'età compresa tra i 30 e i 39 anni (Tab. 2), è coniugata (67%) e ha conseguito almeno il diploma di scuola media inferiore (il 20% il diploma di scuola media superiore). Un fenomeno sempre più evidente è l'inserimento di personale imbarcato di origine extra-comunitaria (Tab. 3), generalmente di nazionalità tunisina e

impiegato in maggior misura nella pesca a strascico. Quest'ultimo è il tipo di pesca tra i più disagiati, a causa della lunga durata delle uscite in mare.

Tab. 1 - Distribuzione (%) per classe di età al primo impiego nella pesca nei differenti sistemi di pesca.
Age frequency (%) distribution of first employment in fishery as a function of gear.

Età / Sistema di pesca	Strascico	Volante	Vongolara	Piccola pesca	Totale
< 15 anni	15	0	20	23	16
15-18 anni	61	84	43	21	50
19-30 anni	19	16	22	41	25
> 30 anni	5	0	15	15	9
Totale	100	100	100	100	100

Tab. 2 - Distribuzione (%) per classe di età nei differenti sistemi di pesca.
Age frequency (%) distribution as a function of gear.

Età / Sistema di pesca	Strascico	Volante	Vongolara	Piccola pesca	Totale
< 20 anni	3	0	4	0	3
20-29 anni	17	18	6	15	14
30-39 anni	34	54	38	45	39
40-49 anni	30	10	31	23	26
> 49 anni	16	18	21	17	18
Totale	100	100	100	100	100

Tab. 3 - Numero e nazione di provenienza dei pescatori extra-comunitari.
Number and nationality of fishermen from countries out of EU.

Porto	Tunisia	Marocco	Croazia	Albania	Totale
Gabicce	0	0	0	0	0
Pesaro	0	0	0	0	0
Fano	12	3	0	3	18
Senigallia	3	0	0	0	3
Ancona	53	0	1	2	56
Porto Recanati	1	0	1	0	2
Civitanova M.	34	0	1	0	35
Porto S. Giorgio	5	0	0	0	5
S. Benedetto T.	66	3	0	1	70
Totale	174	6	3	6	189

Conclusioni

In conclusione, l'indagine ha evidenziato come sia ancora in atto una trasformazione della pesca marchigiana, in particolare per quanto riguarda il personale imbarcato.

Pur diminuendo la manodopera italiana, i pescatori giovani sono ancora presenti in maniera significativa, con titolo di studio medio-alto e, quindi, con età media di primo impiego nella pesca più alta che in passato. I pescatori provengono in gran parte da famiglie con tradizione di pesca, ma in alcune marinerie (Gabicce e Pesaro) questa tendenza è decisamente meno pronunciata.

Ringraziamenti

Si ringrazia l'Azienda Speciale Pesca e Agricoltura (ASPEA) della Camera di Commercio di Ancona, per aver finanziato questa ricerca.

Bibliografia

ASPEA (1993) - *La pesca nelle Marche*. Aniballi Grafiche s.r.l., Ancona: 129 pp.
ISTAT (1998) - *Statistiche della caccia e della pesca*. Roma.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 290-294

N. Ungaro, G. Marano, L. Ceriola, G. Bertoldi, L. Di Turi

Laboratorio Provinciale di Biologia Marina, Molo Pizzoli, Porto - 70123 Bari, Italia.

LO SBARCATO DEL PORTO PESCHERECCIO DI MOLFETTA (BASSO ADRIATICO): AREE DI PESCA, CATTURE E SFORZO IN UN ANNO DI OSSERVAZIONI

LANDINGS FROM MOLFETTA'S PORT (SOUTHERN ADRIATIC SEA): FISHERY GROUNDS, CATCHES AND EFFORT DURING ONE YEAR OF OBSERVATIONS

Abstract

Fishery landings from trawlers have been monitored from May 1998 to April 1999 in the port of Molfetta. Estimates of total landings per month ranged from 93 tons (February 1999) to 300 tons (May 1998). C.P.U.E. monthly values ranged from 11.2 and 17.8 kg/h.

Considering the species composition Hake and Norway lobster represented the most important resources (21% and 10% of total catches, respectively) exploited by local fishery.

Key-words: *demersal resources, landings, fishing effort, Southern Adriatic Sea, Mediterranean.*

Introduzione

La marineria peschereccia di Molfetta è certamente tra le più importanti, non solo in Adriatico ma anche per l'intero territorio nazionale (ISTAT, 1997). Nel porto sono di stanza un centinaio di battelli attivi (su un totale di circa 140 registrati), e di questi circa ottanta sono strascicanti, che costituiscono la maggior parte del tonnellaggio totale.

Per le peculiarità appena menzionate il porto di Molfetta è stato scelto come "campione" nell'ambito del programma di ricerca Comunitario MEDLAND, che aveva come obiettivo principale lo studio quali-quantitativo dello sbarcato in relazione alla distribuzione ed intensità dello sforzo di pesca applicato (AA.VV., 2001). In questa nota si riportano alcuni dei risultati ottenuti dall'elaborazione dei dati campionari rilevati nella marineria, per il segmento della pesca a strascico.

Materiali e metodi

I dati di cattura e sforzo sono stati acquisiti durante il periodo maggio 1998 - aprile 1999. I metodi utilizzati per la rilevazione ed elaborazione dei dati su scala campionaria sono quelli derivanti dalle "classiche" esperienze sull'argomento (Bazigos, 1976; Cingolani *et al*., 1986). Le interviste sono state effettuate scegliendo casualmente un set di imbarcazioni durante sei giorni per mese, scelti in due delle settimane disponibili.

Per le imbarcazioni campionate allo sbarco, il pescato era censito al più basso livello tassonomico possibile, acquisendo in contemporanea dati di sforzo (tempo effettivo di pesca, area di pesca, batimetria, ecc.).

Le informazioni raccolte sono state elaborate al fine di calcolare, su base mensile, indici di cattura e cattura per unità di sforzo, di stimare lo sforzo di pesca e la produzione corrispondente ed infine di definire le aree di pesca più frequentate (AA.VV., 2001).

Risultati

Durante il periodo di monitoraggio è stato campionato, in media, il 16% delle imbarcazioni effettivamente operanti durante le giornate di rilevamento.

Le stime mensili sullo sbarcato totale (demersale) sono risultate comprese tra le 93 tonnellate di febbraio 1999 e le 300 circa relative a maggio 1998, con coefficienti di variazione compresi tra il 10% ed il 43%, ed una produzione complessiva annuale valutata in circa 2300 tonnellate.

Lo sforzo di pesca (ore di attività in mare) è variato tra le circa 6000 ore di febbraio 1999 e le circa 20000 di maggio 1998. Durante il corso dell'anno, la marineria ha sviluppato uno sforzo complessivo pari a circa 150000 ore di pesca, distribuito su un'area pari a circa 25000 km^2, con zone a differente concentrazione, come evidenziato in Fig. 1.

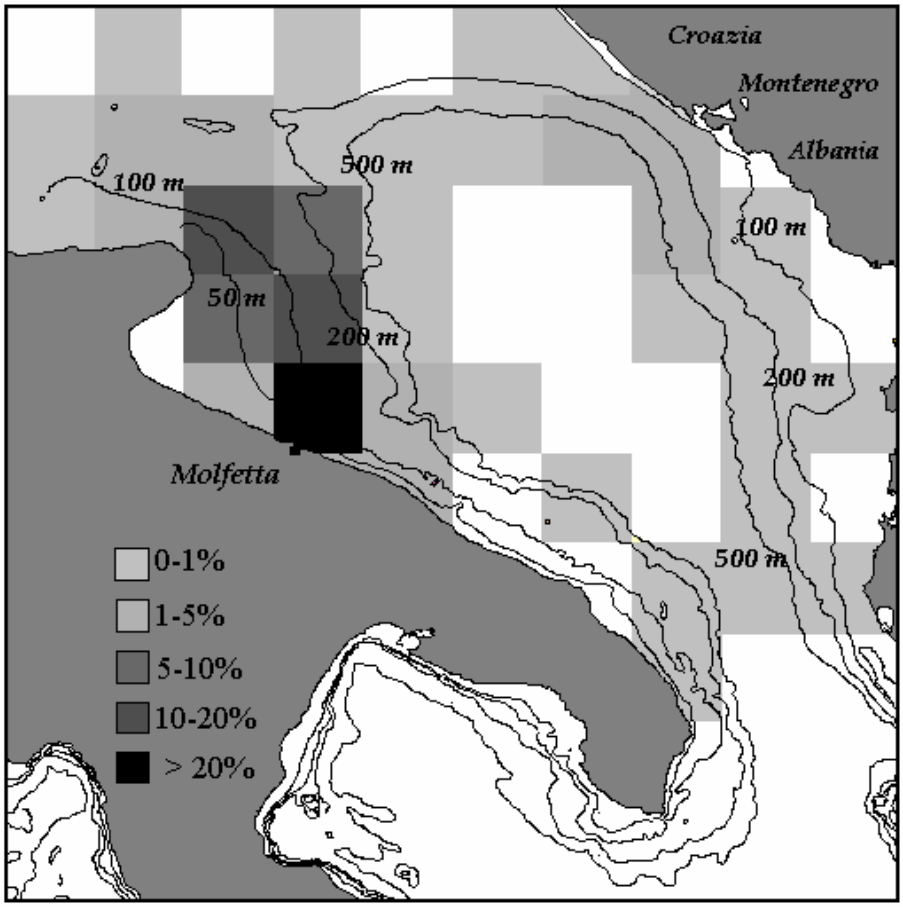


Fig. 1 - Localizzazione percentuale dello sforzo di pesca della flottiglia a strascico di Molfetta nel periodo compreso tra maggio 1998 e aprile 1999.
Spatial distribution (%) of fishery effort exerted by Molfetta's trawlers from May 1998 to April 1999.

Le stime medie mensili delle C.P.U.E. (kg/h) sono comprese tra 11,2 e 17,8 kg/h (i minimi ed i massimi si sono evidenziati rispettivamente in dicembre ’98 e settembre ’98), con due picchi durante i mesi di settembre ’98 e febbraio ’99 (Fig. 2). Nell’intero periodo esaminato lo sbarcato demersale è stato costituito da circa 60 specie o gruppi di specie; i pesci hanno contribuito per circa il 64%, seguiti da crostacei e cefalopodi, entrambi con il 18%. In particolare, 50 specie rappresentano più del 99% del pescato, ma le prime 6 in ordine quantitativo assommano a più del 60%. Tra queste ultime il nasello è la più importante, con valori superiori al 20% (Tab. 1).

Le variazioni mensili associate alle specie sono in alcuni casi abbastanza marcate, come è facilmente osservabile per la triglia di fango, abbondantemente catturata nel settembre’98 (Fig. 3).

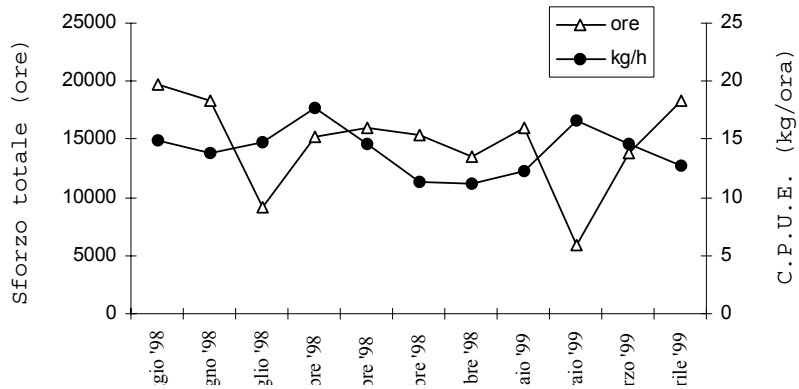


Fig. 2 - Catture per unità di sforzo (medie mensili) e sforzo mensile corrispondente della flottiglia a strascico di Molfetta.

C.P.U.E. values (mean estimates per month) and monthly effort by Molfetta’s trawlers.

Conclusioni

La produzione mensile del porto di Molfetta, nei termini di sbarcato demersale, ha evidenziato una stretta relazione con lo sforzo di pesca applicato, come ovviamente ci si aspettava.

Le rese di pesca (in termini di C.P.U.E.) non sono risultate sempre congruenti con quanto appena esposto; infatti, è interessante notare che, seppure in febbraio’99 si siano stimati i minimi valori in termini di catture e sforzo, nello stesso mese i valori delle C.P.U.E. sono risultati tra i più alti. In questo mese, caratterizzato da pessime condizioni meteo-marine, hanno potuto operare solo le imbarcazioni più grandi, presumibilmente più efficienti in termini di resa.

La composizione quali-quantitativa dello sbarcato, se riferita all’intero periodo, è risultata dominata da relativamente poche specie, anche se variazioni mensili abbastanza marcate sono state osservate; in questi ultimi casi è talvolta evidente l’influenza dei cicli biologici caratterizzanti le differenti specie (es. triglia di fango).

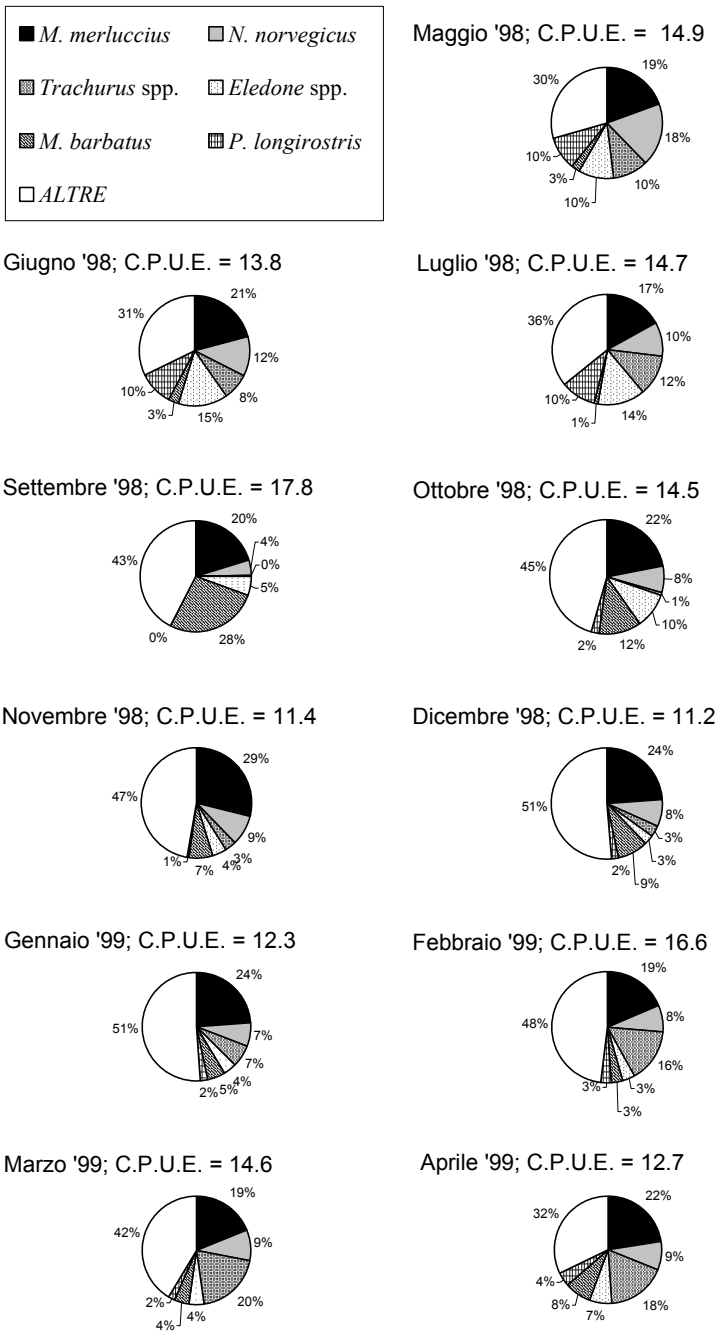


Fig. 3 - Sbarcato demersale (strascico) del porto di Molfetta: incidenza percentuale delle specie più abbondanti.

Landings from Molfetta's trawlers: percentage of the most abundant species.

Tab. 1 - Sbarcato demersale (strascico) del porto di Molfetta: percentuale relativa delle specie catturate.
Landings from Molfetta's trawler: relative percentage of the caught species.

Componenti dello sbarcato	% sul totale sbarcato	Componenti dello sbarcato	% sul totale sbarcato
Merluccius merluccius	21,4	*Alloteuthis* spp.	0,5
Nephrops norvegicus	9,9	*Trachinus* spp.	0,5
Trachurus spp.	8,4	*Lepidopus caudatus*	0,4
Eledone spp.	8,0	*Helicolenus dactylopterus*	0,4
Mullus barbatus	7,7	*Loligo* spp.	0,3
Parapenaeus longirostris	4,9	*Liocarcinus* spp.	0,3
Scomber scombrus	4,3	*Argentina sphyraena*	0,3
Sepia officinalis	3,3	*Scorpaena* spp.	0,3
Lophius spp.	3,3	*Sepiola* spp., *Seppietta* spp., *Sepia* spp.	0,2
Scomber japonicus	3,1	*Cepola macrophthalma*	0,2
Illex spp., *Todaropsis* spp.	2,7	*Uranoscopus scaber*	0,2
Triglidae	2,4	*Pagellus* spp.	0,1
Squilla mantis	1,9	*Zeus faber*	0,1
Conger conger	1,8	*Serranus* spp.	0,1
Micromesistious poutassou	1,8	*Galeus melastomus*	0,1
Boops boops	1,7	*Scyliorhinus* spp.	0,1
Octopus vulgaris	1,2	*Mustelus* spp.	0,1
Phycis blennoides	1,1	*Mullus surmuletus*	0,1
Octopus salutii	1,0	*Penaeus kerathurus*	0,1
Arnoglossus spp.	1,0	*Spicara* spp.	0,1
Trisopterus minutus capelanus	1,0	*Solea* spp.	0,0
Lepidorhombus spp.	0,9	*Aristaeomorpha foliacea*	0,0
S. membranacea, Plesionika spp.	0,9	*Squalus* spp.	0,0
Engraulis encrasicolus	0,6	*Palinurus elephas*	0,0
Raja spp.	0,5	*Centrolophus niger*	0,0

Bibliografia

AA.VV. (2001) - *Mediterranean Landing pilot project: final report*. E.C. Study 97/66.

BAZIGOS G. (1974) - Applied fisheries statistics. *FAO Fish. Tech. Rep.,* **135**: 123 pp.

CINGOLANI N., COPPOLA S.R., MORTERA J. (1986) - A quantitative assessment of the Italian Fisheries Statistical System - I. Catch and Fishing Fleet Statistcs. *Quad. Ist. Ricerche Pesca Marittima*, **5** (1 Suppl.): 754 pp.

ISTAT (1997) - *Statistiche della pesca e della caccia, anni 1994-95. Annuario:* 10 pp.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 295-311

A. Rinaldi, F. Giovanardi, E. Magaletti

ICRAM - Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica e Tecnologica Applicata al Mare,
Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.

ATTIVITÀ DI STUDIO E CONTROLLO DEI LIVELLI TROFICI NEI MARI ITALIANI, CON PARTICOLARE RIFERIMENTO ALLE ACQUE COSTIERE ADRIATICHE

MONITORING AND RESEARCH ACTIVITIES ON TROPHIC LEVELS IN ITALIAN COASTAL WATERS, WITH SPECIAL EMPHASIS ON THE ADRIATIC SEA

Abstract

Eutrophication and eutrophication-related phenomena represent a major threat to the health and functioning of marine ecosystems. It is therefore important to implement monitoring activities aimed at evaluating spatial and temporal changes in trophic status of coastal waters. The results of the oceanographic surveys carried out by the ICRAM Institute (1997-1999) and by the Italian coastal Regions (1996-1999) allowed a preliminary classification of Adriatic and, more generally, Italian coastal waters based on their trophic characteristics. Such classification was performed through the application of the Trophic Index TRIX, which proved to be a useful tool for diagnostic and management purposes.

Key-words: *eutrophication, monitoring, coastal waters, management.*

Introduzione

Le acque costiere dell'Adriatico Nord-occidentale da tempo sono soggette a processi e fenomenologie che per la loro particolare e anomala incidenza le distinguono dai restanti mari italiani e, più in generale, dai mari del bacino mediterraneo. Negli ultimi 25 anni ricorrenti alterazioni hanno creato seri problemi di carattere ambientale, con significative ricadute negative nei settori direttamente o indirettamente collegati al turismo, alla pesca ed alla maricoltura; hanno però destato un crescente interesse scientifico che ha dato vita a numerosi programmi di ricerca, finanziati con importanti risorse di provenienza comunitaria, nazionale e regionale.

Tra le alterazioni più rilevanti che possono interessare le acque costiere vanno annoverati gli effetti dell'Eutrofizzazione che, unitamente a quelli determinati dall'immissione di sostanze contaminanti, quali composti organici persistenti (POPs) e metalli, rappresentano una delle più serie minacce alla stabilità ed alla salute degli ecosistemi marino-costieri.

Di fondamentale importanza risultano perciò le attività di monitoraggio finalizzate alla definizione dei livelli trofici costieri, attraverso la misura dei principali indicatori di stato trofico, in modo da fornire alle Autorità competenti informazioni sintetiche e di facile interpretazione sull'evoluzione dello stato di qualità di queste acque e, al contempo, consentire l'adozione di corrette politiche di risanamento.

Sotto questo aspetto, la vigente normativa nazionale in tema di tutela e controllo dei corpi idrici (D.Lgs. 152/99 e successive modifiche e integrazioni), ha adottato l'Indice Trofico TRIX (Vollenweider *et al*., 1998) come strumento di valutazione e misura dello stato trofico delle acque costiere, al fine di individuare obiettivi di qualità prefissati e sviluppare strategie di intervento (Piani di tutela) per il loro raggiungimento.

I risultati delle campagne di monitoraggio effettuate dall'ICRAM nel Mar Adriatico negli anni 1997, 1998 e 1999 rappresentano un significativo contributo alla preliminare classificazione trofica dell'intero tratto costiero da Trieste a Manfredonia, (Cicero *et al.,* 2001) e pongono le basi statistiche per lo studio dei meccanismi causa-effetto che determinano gli elevati livelli trofici caratteristici della fascia costiera adriatica.

Anche le attività di monitoraggio condotte dalle Regioni marittime, in applicazione della Legge 979/82 "Difesa del Mare", per la gran quantità di dati analitici prodotti, consentono finalmente di adottare un approccio di tipo statistico nello studio di questi fenomeni, secondo una scala sia temporale che spaziale. Un primo importante risultato è stata la verifica dell'applicabilità dell'Indice TRIX a tutto lo sviluppo costiero nazionale, rendendo possibile la formulazione, per ciascun tratto costiero regionale, di un preliminare giudizio di stato trofico, secondo il criterio indicato dal D.Lgs. 152/99 (Ministero dell'Ambiente-Servizio Difesa Mare, 2000).

Attualmente il Servizio Difesa Mare ha rinnovato le Convenzioni con le Regioni costiere anche per il triennio 2001-2003.

Materiali e metodi

Approccio metodologico

In tema di tutela degli ambienti costieri, l'elemento di novità introdotto dal D.Lgs. 152/99 e dalle successive modifiche e integrazioni, è rappresentato dal concetto che la politica di protezione dell'ambiente marino-costiero dovrà essere volta al perseguimento e/o al mantenimento di prefissati obiettivi di qualità ambientale, in accordo con gli attuali orientamenti comunitari. Tali obiettivi implicano, conseguentemente, la ricerca di indicatori di qualità, identificabili sulla base sia delle caratteristiche naturali delle aree costiere che dell'uso, ovvero della vocazione, delle stesse.

Come noto, lo sviluppo dell'attività di pianificazione ambientale segue necessariamente il seguente percorso:

- monitoraggio ambientale ed identificazione delle criticità;
- definizione di un criterio di classificazione;
- individuazione degli obiettivi di qualità ambientale;
- definizione delle strategie d'intervento e di risanamento (Piani di Tutela).

Le attività di controllo previste nel D.Lgs. 152/99 rappresentano perciò, per i responsabili della Pianificazione, uno strumento di conoscenza dello stato di uno specifico ambiente, conoscenza finalizzata alla definizione di criteri di valutazione e classificazione degli ecosistemi marini e costieri.

Il monitoraggio deve in ultima analisi garantire l'adeguato livello conoscitivo propedeutico alla definizione dei Piani di Risanamento, o di Tutela.

In accordo con questo tipo di approccio, l'ICRAM ha già da tempo avviato attività di studio e di ricerca relativamente alla validazione dell'indice TRIX, che fornisce una misura diretta dello stato trofico delle acque costiere, e consente di operare confronti spaziali e temporali e la conseguente individuazione di livelli trofici-obiettivo da raggiungere e/o mantenere.

Campagne TRIX-ICRAM

L'attività di monitoraggio del Mar Adriatico condotta dall'ICRAM nell'ambito del Progetto TRIX ("Programma di studio e sperimentazione sui criteri e sulle metodologie per la verifica delle caratteristiche trofiche delle acque marine costiere e dei livelli di contaminanti nei sedimenti costieri") (Cicero *et al.,* 2001), ha avuto una durata trien-

nale (1997-1999), interessando estesi tratti costieri con una frequenza di campionamento annuale (Tab. 1).

Tab. 1 - Campagne oceanografiche condotte dall'ICRAM nel Mar Adriatico nell'ambito del Progetto TRIX: "Programma di studio e sperimentazione sui criteri e sulle metodologie per la verifica delle caratteristiche trofiche delle acque marine costiere e dei livelli di contaminanti nei sedimenti costieri".

Oceanographic cruises carried out by the ICRAM Institute in the Adriatic Sea within the TRIX Project: 'Monitoring and experimental study on methodological approaches for the evaluation of trophic status of coastal waters and pollutant levels of coastal sediments'.

Campagna Oceanografica	Data	Area investigata	Numero di transetti
TRIX 0	Ottobre 1997	Po-Gargano	32
TRIX I	Ottobre 1998	Venezia-Gargano	31
TRIX II	Luglio-agosto 1999	Trieste-Manfredonia	34

Tra gli scopi primari del Progetto vi è stato quello di operare una verifica, su ampia scala spaziale, dell'applicabilità dell'Indice TRIX a situazioni trofiche diverse (dal basso livello di trofia dell'Adriatico meridionale agli elevati livelli trofici che comunemente si riscontrano in Alto Adriatico) e quindi operare una caratterizzazione di tratti costieri sulla base del loro stato trofico. I parametri investigati nel monitoraggio del comparto acque, sono: salinità, temperatura, pH, ossigeno disciolto e clorofilla *a* lungo la colonna d'acqua, e composizione quali-quantitativa del fitoplancton e nutrienti nelle acque superficiali (0.5 m). Per ciascun transetto, ortogonale alla linea di costa, sono state considerate due stazioni: a 500 m e a 3000 m dalla costa.

Monitoraggio costiero condotto dalle regioni in Convenzione con il Servizio Difesa Mare: Banca dati Si.Di.Mar.

Il monitoraggio condotto dalle Regioni marittime, è stato articolato in tre Piani distinti:

- Monitoraggio delle acque ai fini della conoscenza dello stato degli ecosistemi marini,
- Monitoraggio dei bivalvi,
- Monitoraggio delle acque ai fini del controllo dell'Eutrofizzazione.

I dati prodotti, inseriti nella banca dati Si.Di.Mar., sono stati sottoposti a controllo di qualità da parte dell'ICRAM, allo scopo di validare e razionalizzare le informazioni, nonché di rendere possibile lo studio delle distribuzioni statistiche dei vari parametri.

Il programma delle attività per il periodo 1996-99, regolato da apposita Convenzione tra Regioni e Servizio Difesa Mare del Ministero dell'Ambiente, prevedeva un elevato livello di copertura (transetti posti a distanza reciproca non superiore a 20 km), con stazioni di campionamento situate a 500, 1000 e 3000 m dalla riva. Tutte le informazioni e i dati raccolti sono stati inseriti nella banca-dati Si.Di.Mar. (afferente al SINA, Sistema Informativo Nazionale Ambientale, collocato presso l'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente).

L'indice Trofico denominato TRIX

Nella formulazione dell'Indice TRIX, sono stati presi in considerazione quei parametri di stato trofico che mostravano di possedere i seguenti requisiti:

- essere significativi in termini sia di produzione della biomassa fitoplanctonica, che di dinamica della produzione stessa;
- esser rappresentativi in relazione ai principali fattori causali;
- essere basati su misure e parametri di routine, solitamente raccolti nell'ambito di campagne di monitoraggio costiero.

Un parametro sostitutivo della biomassa fitoplanctonica autotrofa è ben rappresentato dalla clorofilla. Questo parametro viene comunemente misurato in mare perché la clorofilla è un ottimo estimatore della biomassa fitoplanctonica, ma di per sé non esprime la dinamica della produzione primaria.

D'altra parte sistemi produttivi caratterizzati da medi-elevati livelli trofici mostrano una notevole variazione nella saturazione d'ossigeno, mentre quelli a bassa produttività normalmente non evidenziano apprezzabili variazioni nella concentrazione di questo gas disciolto.

Il parametro |D%O| (deviazione in valore assoluto della saturazione di ossigeno dal 100%), può essere considerato un ottimo indicatore dell'intensità della produzione del sistema sotto osservazione, dal momento che esso esprime sia la fase di attiva fotosintesi (produzione di O_2), sia la fase di prevalente respirazione (consumo di O_2).

Tra i fattori causali da associare all'innalzamento dei livelli trofici, l'Azoto totale (NT) e il Fosforo totale (PT) sono sicuramente i parametri più rappresentativi. Dal momento che l'NT non rientra tra le determinazioni eseguite regolarmente sui campioni d'acqua di mare, le sue componenti minerali disciolte (DIN), di norma oggetto di misura nelle campagne di monitoraggio, possono essere considerate buoni sostitutivi della corrispondente forma totale. Lo stesso potrebbe valere anche per il Fosforo ortofosfato come sostituto del PT, ma questo scambio è sicuramente più discutibile, tanto più che nella maggior parte dei casi le due determinazioni (P/PO_4 e PT), vengono normalmente effettuate.

I parametri che meglio rappresentano le componenti fondamentali di un indice trofico, sono pertanto i seguenti:

a) Fattori che sono diretta espressione di produttività:
   Clorofilla *a*: [Ch: µg/L]
   Ossigeno, come deviazione assoluta [%] dalla saturazione: [ass|100 - %O| = D%O]
b) Fattori nutrizionali:
   1) Totali
      Azoto totale: [NT: µg/L]
      Fosforo totale: [PT: µg/L]
   2) Disponibili
      Azoto inorganico disciolto come N-(NO_3+NO_2+NH_3): [DIN = minN: µg/L]
      Fosforo inorganico disciolto come P-PO_4: [DIP = P/PO_4: µg/L]

La formulazione finale adottata per l'indice è stata la seguente:

$$\text{Indice TRIX} = [\text{Log}_{10}(\text{Ch} \times \text{D\%O} \times \text{N} \times \text{P}) - a] / b;$$

dove con N si intende l'azoto disciolto inorganico (DIN), con P il fosforo totale (PT).

I coefficienti a([1]) = –1,5; b = 1,2 sono stati introdotti allo scopo di definire l'intervallo massimo di variazione dell'indice, da 0 a 10 unità di TRIX. Questa infatti è

([1]) Nella formula "-a" vale dunque "+1,5".

risultata l'estensione ottimale della scala trofica, per consentire la possibilità di discriminazione tra due misure contigue di TRIX, secondo i metodi rigorosi offerti dalla teoria del controllo statistico.

Il criterio di classificazione, basato sul valore medio annuale che assumerà l'Indice TRIX per un determinato tratto costiero, è riportato nella tabella che segue (Tab. 2):

Tab. 2 - Scala Trofica e condizioni delle acque.
Trophic scale and water status.

Medie di TRIX	**Stato**	**Condizioni**
<4	Elevato	Acque scarsamente produttive Buona trasparenza delle acque Assenza di anomale colorazioni delle acque Assenza di sottosaturazione di ossigeno disciolto nelle acque bentoniche
4-5	Buono	Acque moderatamente produttive Occasionali intorbidimenti delle acque Occasionali anomale colorazioni delle acque Occasionali ipossie nelle acque bentoniche
5-6	Mediocre	Acque molto produttive Scarsa la trasparenza delle acque Anomale colorazioni delle acque Ipossie e occasionali anossie delle acque bentoniche Stati di sofferenza a livello bentonico
> 6	Scadente	Acque fortemente produttive Elevata torbidità delle acque Diffuse e persistenti anomalie nella colorazione delle acque Diffuse e persistenti ipossie/anossie nelle acque di fondo Morie di organismi bentonici Alterazione/semplificazione delle comunità bentoniche

Per completezza di informazione, occorre riferire che l'applicazione dell'Indice TRIX è stata recentemente estesa ad acque costiere situate al di fuori dei confini nazionali, quali quelle del Mar Nero, nell'ambito del TACIS Inter-State Programme for the Environment (Inland Seas Programme): Support for the Regional Activity Center for Pollution Monitoring and Assessment (Odessa, Ucraine), finanziato dalla Unione Europea (EU Project Number ENVRUS9602); e quelle danesi (Mare del Nord/ Skagerrak / Kattegat), con il programma COAST condotto dallo Space Applications Institute (SAI) dell'EC Joint Research Centre (JRC).

Risultati

a) *La preliminare classificazione trofica delle coste italiane*

Le informazioni raccolte nel Si.Di.Mar. ci permettono di ricostruire una situazione pregressa statisticamente significativa, con almeno un intero ciclo annuale coperto per ciascun tratto costiero regionale: la versatilità dell'Indice Trofico e le sue possibilità d'impiego, trovano riscontro nella Fig. 1, relativa alla distribuzione statistica dei dati di TRIX lungo la fascia costiera della regione Toscana (periodo maggio '97 - aprile 99'). Il buon allineamento dei punti lungo la linea retta garantisce l'approssimazione dei dati

alla distribuzione normale, mentre il valore della pendenza della retta, definito dalla Deviazione Standard della distribuzione, concorda con i parametri statistici valutati per le distribuzioni di TRIX relative alla fascia costiera adriatica e, in definitiva, a tutte le coste italiane.

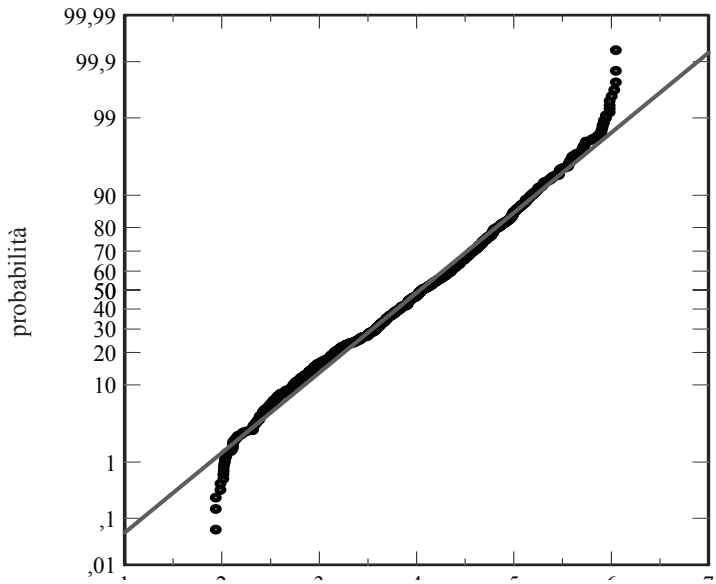


Fig. 1 - Banca dati Si.Di.Mar.: acque costiere della Toscana. Diagramma di probabilità normale della distribuzione dei dati di TRIX (stazioni a 500 m dalla costa).

Si.Di.Mar. data bank: coastal waters of Tuscany. Diagram of normal probability of TRIX values distribution (stations at 500 m off the coast).

Il valore di Deviazione Standard calcolato per la distribuzione riportata nella figura è intorno a 0.9, che rappresenta il tipico valore assunto dalle D.S. delle distribuzioni statistiche di questo indice. Le procedure seguite per la formulazione del TRIX (i.e. la trasformazione logaritmica e la successiva combinazione lineare delle variabili di stato trofico), permettono infatti di stabilizzare le varianze delle distribuzioni, con D.S. praticamente costanti, e di renderle omogenee: su queste basi è pertanto lecito operare confronti tra medie, secondo le regole della statistica parametrica, e definire ai fini della classificazione trofica un sistema di riferimento assoluto, basato esclusivamente sulle medie annuali delle distribuzioni di TRIX relative ai sistemi costieri che si intendono classificare.

Nel caso in esame, il valore della media dell'indice trofico (circa 4 unità di TRIX, lette sull'asse delle ascisse e corrispondenti al 50% di probabilità, letto sull'asse delle ordinate), testimonia le caratteristiche complessive di bassa e moderata produttività, tipica delle acque costiere tirreniche, rispetto a quella sicuramente più elevata riscontrabile in Adriatico ad es. lungo la riviera romagnola.

La Tab. 3 riporta i valori medi di TRIX, calcolati per i diversi tratti costieri regionali, a partire dal data set relativo a ciascuna Regione.

Tab. 3 - Classificazione trofica preliminare delle coste italiane.
Preliminary trophic classification of Italian coastal waters.

REGIONE	N. records elaborati	Medie di TRIX	D.S.
EMILIA ROMAGNA	621	5.44	0.94
LAZIO([2])	-	5,16	1,09
VENETO	816	4,93	0,83
MARCHE	657	4,84	0,95
ABRUZZO	429	4,66	0,77
FRIULI - VENEZIA GIULIA	210	4,46	0,77
MOLISE	265	4,45	0,85
LIGURIA	133	4,31	0,71
TOSCANA	2096	4,03	0,91
CAMPANIA	461	3,82	0,99
BASILICATA	869	3,56	0,80
CALABRIA	318	3,37	1,03
PUGLIA	506	3,36	0,84
SARDEGNA	2728	2,68	0,78
			D.S. media: 0,89 ±0,33

Le acque costiere della Regione Emilia Romagna e della Regione Lazio risultano quelle con un punteggio medio di TRIX più alto (compreso tra 5 e 6 unità di TRIX): queste acque devono essere classificate nello *stato mediocre*, tipico di sistemi marino-costieri caratterizzati da acque molto produttive, con situazioni che possono essere definite "a rischio eutrofico". È significativo il fatto che queste zone costiere sono influenzate dagli apporti di due tra i maggiori fiumi italiani: il Po e il Tevere, che condizionano in maniera pesante ampi tratti di costa con i loro carichi eutrofizzanti.

Nello *stato buono* (valori compresi tra 4 e 5 unità di TRIX) figurano tutte le altre Regioni dell'Alto e Medio Adriatico, del Mar Ligure e dell'Alto Tirreno. D'altra parte regioni come la Liguria e la Toscana presentano situazioni molto eterogenee, con valori di Indice Trofico mediamente elevati soltanto in zone limitate (aree fortemente urbanizzate, foce del Magra, foce dell'Arno, foce del Serchio, ecc.), ma che contribuiscono a determinare un sensibile incremento dell'Indice medio alla scala regionale.

([2]) Per questa Regione, l'attività di analisi e di validazione dei dati di nutrienti è tuttora in corso. Il calcolo dell'Indice Trofico è stato perciò condotto su un numero molto limitato di records, relativi soprattutto a dati analitici riguardanti le zone costiere interessate dal f. Tevere. Il valore di TRIX così ottenuto è però congruo con i valori mediamente elevati di clorofilla riscontrati lungo tutto il litorale laziale, valori che possono essere ritenuti caratteristici di acque costiere eutrofiche.

Infine nello *stato elevato* (valori dell'Indice inferiori a 4 unità di TRIX – acque scarsamente produttive), ricadono le restanti regioni dell'Italia meridionale e insulare. Anche in questo caso è necessario sottolineare che il punteggio assegnato è relativo ad una media di TRIX calcolata tra tutte le stazioni di misura prese in considerazione e che situazioni "a rischio" possono sempre presentarsi, sia pur in aree molto circoscritte.

Nel diagramma in Fig. 2, viene sintetizzata tutta l'informazione relativa all'andamento dell'Indice Trofico lungo le coste italiane. ([3])

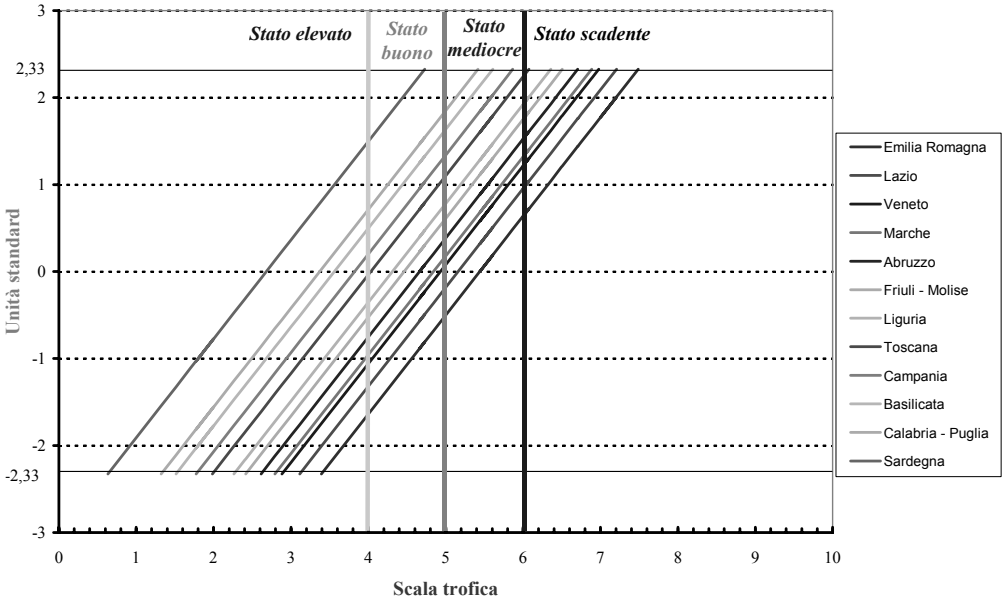


Fig. 2 - Classificazione trofica preliminare delle acque costiere regionali (Ministero dell'Ambiente-S.D.M., ICRAM: qualità degli ambienti marini costieri italiani - 1996/1999).

Preliminary trophic classification of Regional coastal waters (Ministry of the Environment-S.D.M., ICRAM: quality of Italian marine coastal environments - 1996/1999).

I livelli trofici tendono a decrescere da destra verso sinistra, da situazioni ad elevata produttività tipiche delle zone estuarine o delle aree di mare direttamente e costantemente interessate da apporti di acque dolci fluviali (valori di TRIX > 6), fino a quelle caratterizzate da bassa produttività che solitamente si riscontrano in mare aperto (valori di TRIX < 3). I valori puntuali dell'Indice possono presentare valori massimi maggiori di 7 e minimi inferiori a 1, anche se con probabilità molto basse (solo nell'1% dei casi osservati).

([3]) Il valore dell'Indice deve essere letto sull'asse X, mentre sull'asse Y è indicata la Deviazione Standard. Le rette parallele rappresentano le rette-tendenza delle distribuzioni campionarie di TRIX per ciascuna regione costiera. Il valore medio dell'Indice per ciascuna regione è definito dall'intersezione delle rette-tendenza con la retta corrispondente al 50% di probabilità. I valori puntuali di TRIX considerati, sono quelli compresi tra l'1% e il 99% e corrispondono al 98% dell'area sotto la curva normale.

Ogni distribuzione campionaria di TRIX copre un intervallo di circa 3,5 unità; la situazione trofica espressa dalle acque costiere della Sardegna, che si caratterizza come la regione con acque a più bassa produttività (valore medio < 3 unità di TRIX), difficilmente potrà essere soggetta a rischio eutrofico, in quanto i valori estremi della distribuzione dell'Indice non superano mai le 5 unità di TRIX. Viceversa regioni come l'Emilia Romagna, il Lazio, il Veneto e, a scalare con probabilità sempre più basse, le Marche e l'Abruzzo, presentano valori massimi che superano le 6 unità, con possibilità concrete che si verifichino manifestazioni dell'eutrofizzazione accompagnate da ipossia-anossia dei fondali.

b) *Approccio statistico allo studio dei meccanismi causa-effetto*

Con l'intento di verificare in termini quantitativi gli effetti dei carichi di nutrienti veicolati a mare dai bacini costieri, sono state approntate elaborazioni che possono essere definite di II livello, rispetto al I livello costituito dallo studio delle distribuzioni statistiche dei parametri di base.

Nel caso dei nutrienti, è stata avviata la ricerca di correlazioni tra le concentrazioni in mare dei sali di azoto e di fosforo e gli apporti provenienti da terra. Essendo i nutrienti (come del resto le altre sostanze inquinanti che raggiungono le acque costiere) associati alle acque dolci di origine continentale, è possibile assegnare a questo trasporto un valore quantitativo, utilizzando un indicatore definito come:

$$F\% = \frac{S_{\text{mare aperto}} - S_i}{S_{\text{mare aperto}}} \cdot 100$$

dove $S_{\text{mare aperto}}$ rappresenta la salinità rilevata al largo (ad es. il valore massimo registrato nel corso di una campagna di misura), mentre S_i è la misura di salinità nel punto i-esimo, rilevata all'atto del campionamento.

Questo rapporto (F% = rapporto di diluizione) si rivela particolarmente utile nelle zone estuarine, nei tratti costieri influenzati da notevoli apporti d'acqua dolce, come appunto il sistema Po-Adriatico. Trova un utile impiego anche nelle aree dove i gradienti di salinità sono meno marcati, dove manca un'unica grossa sorgente d'acqua dolce (foce di un grande fiume), ma gli apporti provengono da corsi d'acqua minori distribuiti lungo la costa e da punti di scarico (collettori, scaricatori di piena, ecc.) diffusi lungo i tratti urbanizzati. Esso è assimilabile alla quantità di acqua dolce presente in un campione di acqua di mare e, come ovvio, può variare da F% = 0 (solo acqua di mare aperto) a F% = 100 (tutta acqua dolce).

La Fig. 3 è relativa all'andamento spaziale di questo indicatore lungo tutta la fascia costiera adriatica (Campagna ICRAM del luglio 1999). Le corrispondenti variazioni del parametro clorofilla e dell'Indice TRIX riflettono il comportamento del rapporto di diluizione F%, con i massimi in corrispondenza della fascia costiera direttamente influenzata dagli apporti padani (stazioni da B1 a 6), e con un progressivo calo man mano che si prosegue verso Sud.

La dipendenza tra questo indicatore e la concentrazione delle sostanze di origine continentale è quasi sempre ben evidente e può essere quantificata ricorrendo alle tecniche statistiche della regressione. All'incremento del rapporto di diluizione F%, il sistema costiero risponde con un incremento della concentrazione di clorofilla, principale indicatore di biomassa fitoplanctonica (Fig. 4).

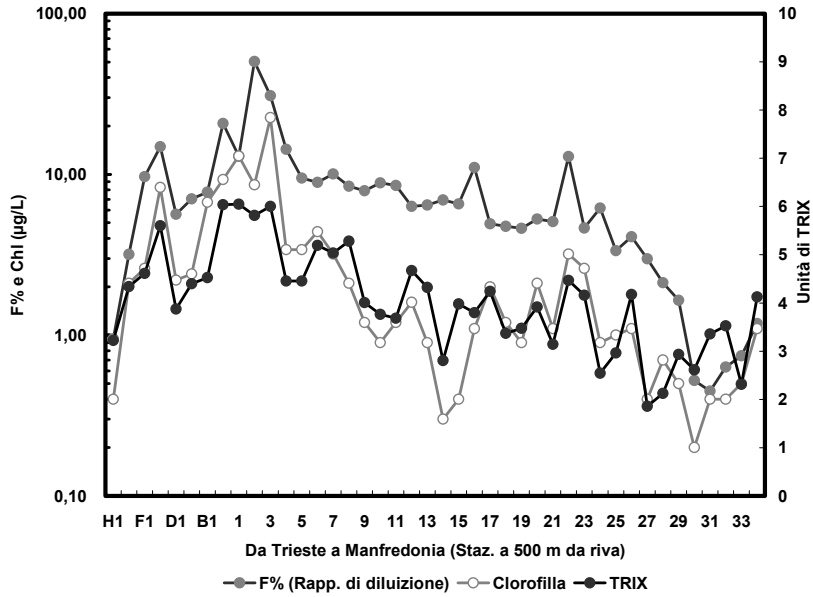


Fig. 3 - Andamento spaziale dell'Indice TRIX, della clorofilla e del rapporto di diluizione (F%) nelle acque costiere adriatiche (campagna ICRAM del luglio 1999).

Spatial variation of TRIX, chlorophyll and dilution factor (F%) in Adriatic coastal waters (ICRAM survey of July 1999).

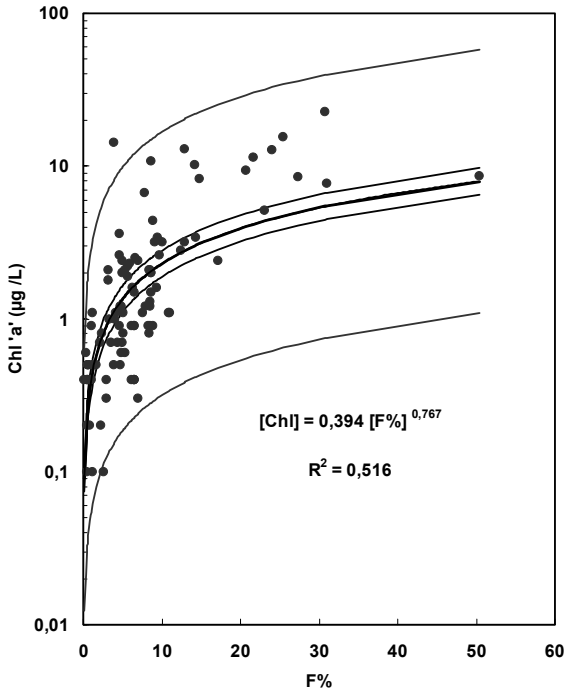


Fig. 4 - Regressione tra il rapporto di diluizione e la clorofilla. Acque costiere adriatiche, campagna ICRAM del luglio 1999.

Regression line between dilution factor (F%) and chlorophyll a. *Adriatic coastal waters, ICRAM survey of July 1999.*

Gli effetti degli apporti dal continente sui livelli trofici sono sintetizzati nella Fig. 5, dove, a misura dell'intensità di risposta del sistema costiero, viene mostrato l'andamento dell'Indice Trofico in funzione del fattore F%.

Questi esempi di elaborazione dei dati di base permettono di interpretare i meccanismi di risposta dei sistemi costieri alle sollecitazioni provenienti dal continente: zone costiere diverse per morfologia o soggette a diversa pressione antropica, possono così essere confrontate ricorrendo a relazioni quantitative di questo tipo.

In questo senso devono essere interpretate le figure che seguono, relative alle acque costiere della Toscana (Fig. 6) e dell'Emilia Romagna (Fig. 7).

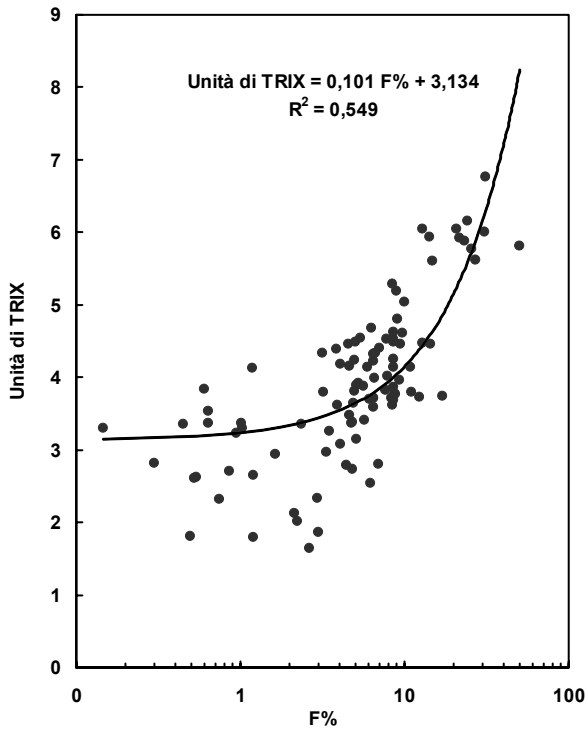


Fig. 5 - Regressione tra il rapporto di diluizione e l'Indice TRIX. Acque costiere adriatiche, campagna ICRAM del luglio 1999.

Regression line between dilution factor (F%) and TRIX Index. Adriatic coastal waters, ICRAM survey of July 1999.

Utilizzando le medie per ciascuna stazione invece che i dati puntuali, non solo viene confermata la tendenza ad un aumento dei livelli trofici all'aumentare del rapporto di diluizione, ma la correlazione tra F% e il valore dell'Indice TRIX assume valori particolarmente elevati ($r = 0{,}939$ per le acque costiere della Toscana, $r = 0{,}752$ per quelle dell'Emilia Romagna).

I diagrammi qui presentati possono essere impiegati a fini diagnostici per verificare l'evoluzione di un sistema costiero nel tempo e gli eventuali effetti a mare delle strategie di risanamento, adottate nella pianificazione di bacino.

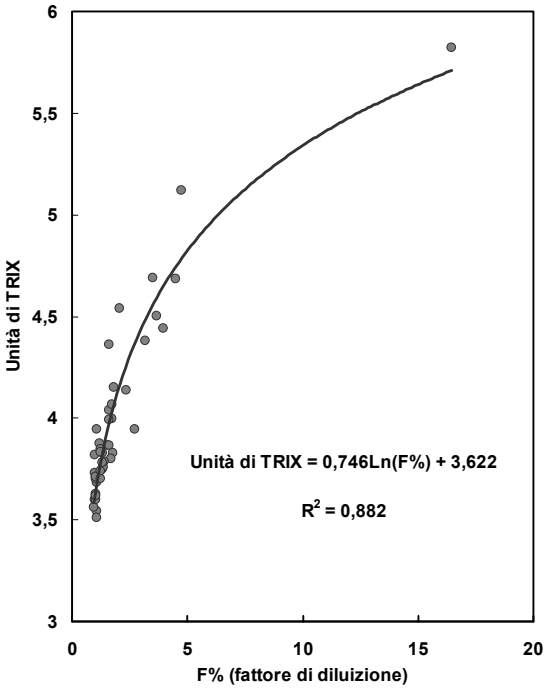


Fig. 6 - Andamento dell'Indice Trofico in funzione del rapporto di diluizione, nelle acque costiere della Toscana. Sono state considerate le medie per stazione, nel periodo maggio 1997-aprile 1999 (banca dati Si.Di.Mar.).

Variation of the Trophic Index as a function of F% (dilution factor) in the coastal waters of Tuscany. The data correspond to the annual mean over the period May 1997-April 1999 (Si.Di.Mar. data bank).

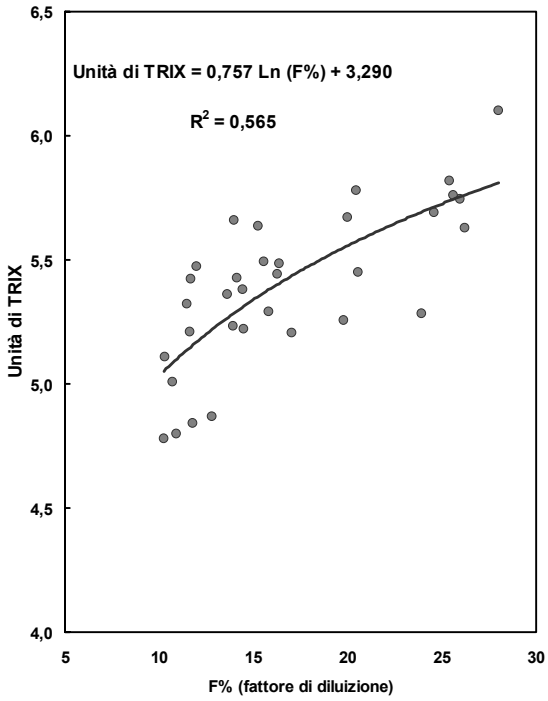


Fig. 7 - Andamento dell'Indice Trofico in funzione del rapporto di diluizione, nelle acque costiere dell'Emilia Romagna (da Cesenatico a Cattolica). Medie per stazione, nel periodo luglio 1996-giugno 1999 (banca dati Si.Di.Mar.).

Variation of the Trophic Index as a function of F% (dilution factor) in coastal waters of the Emilia Romagna Region (from Cesenatico to Cattolica). The data represent the annual mean over the period July 1996-June 1999 (Si.Di.Mar. data bank).

La ricca banca dati Si.Di.Mar. permette inoltre di saggiare la bontà delle scelte che sono state fatte nella formulazione del TRIX. In particolare è possibile confrontare l'andamento del parametro Saturazione % di O_2 con il valore dell'Indice Trofico. Le Figg. 8 e 9, sempre relative alle acque costiere delle due citate regioni, mostrano il progressivo scostamento dei dati puntuali della saturazione di O_2 dal 100% al crescere del valore di TRIX, e giustificano la scelta del parametro |D%O| (deviazione in valore assoluto della saturazione di ossigeno dal 100%) come indicatore dell'intensità di produzione primaria.

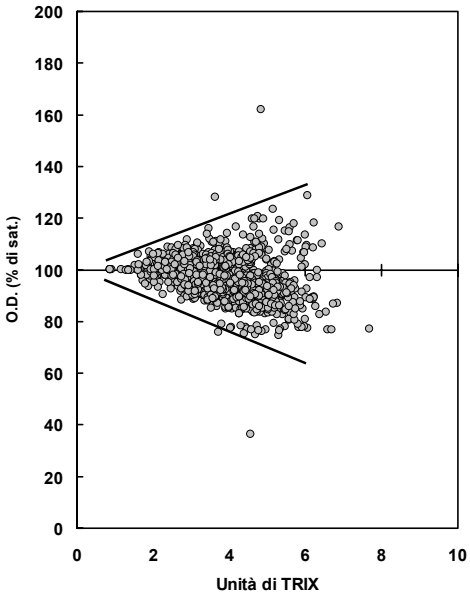


Fig. 8 - Scostamento dei dati puntuali della saturazione di ossigeno dal 100% al crescere del valore di TRIX. Acque costiere della Toscana. Tutte le stazioni, nel periodo maggio 1997 - aprile 1999 (banca dati Si.Di.Mar.).

Increase of deviation of dissolved oxygen from 100% saturation with increasing trophic levels (TRIX units). Tuscany coastal waters. All the stations, over the period May 1997 - April 1999 (Si.Di.Mar. data bank).

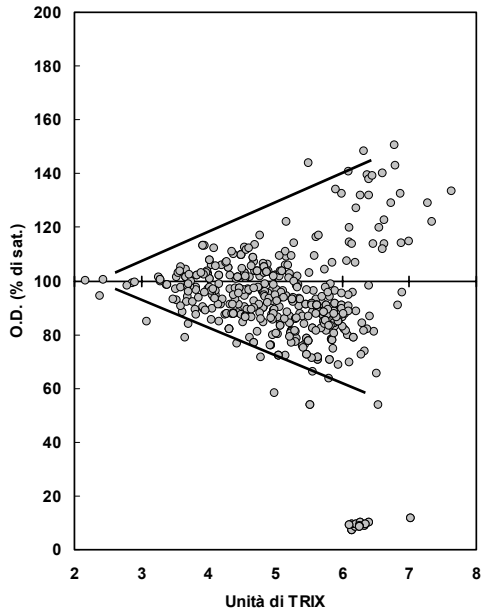


Fig. 9 - Scostamento dei dati puntuali della saturazione di ossigeno dal 100% al crescere del valore di TRIX. Acque costiere dell'Emilia Romagna, da Cesenatico a Cattolica. Tutte le stazioni, nel periodo luglio 1996 - giugno 1999 (banca dati Si.Di.Mar.).

Increase of deviation of dissolved oxygen from 100% saturation with increasing trophic levels (TRIX units). Emilia Romagna coastal waters (from Cesenatico to Cattolica). All the stations, over the period July 1996 - June 1999 (Si.Di.Mar. data bank).

c) *Variazioni del rapporto Azoto/Fosforo e livelli trofici*

Un altro aspetto che merita di essere approfondito è quello relativo al fattore limitante la crescita algale. I risultati delle campagne TRIX e l'elaborazione dei dati Si.Di.Mar. ci portano alle seguenti considerazioni.

Di norma, nelle acque costiere adriatiche, il fosforo è stato considerato l'elemento chiave che limita e controlla la produttività delle acque. L'azoto riveste un ruolo secondario, anche se può diventare un fattore di controllo concomitante. Il fitoplancton assume infatti i nutrienti in soluzione, secondo lo stesso rapporto molare che questi elementi hanno all'interno della biomassa algale, cioè N/P elementare = 16; (il rapporto N/P diventa uguale a circa 7, se i due nutrienti vengono espressi in peso).

Se il rapporto nel mezzo acquoso supera il valore N/P elementare = 16, si dice che il fosforo è il fattore limitante la crescita algale. L'azoto in eccesso non viene utilizzato dalle alghe. In pratica, in caso di fosforo-limitazione, se gli interventi di risanamento sono tali da determinare una ulteriore diminuzione della concentrazione dei fosfati a mare, di fatto questi interventi contribuiscono ad un ulteriore abbassamento del livello trofico, che si traduce in una diminuita frequenza delle fioriture algali e in una riduzione della loro intensità, con valori di picco della clorofilla molto più contenuti.

Le situazioni presentate nelle Figg. 10 e 11, si riferiscono a tratti costieri fondamentalmente diversi per quanto attiene i livelli trofici: le acque dei litorali toscani e quelle della riviera romagnola. Sempre considerando le medie per stazione, si osserva che l'intervallo di variazione del rapporto N/P (in peso) è piuttosto ristretto nel caso della Toscana, con valori massimi che non superano N/P = 20 e con una media generale intorno a N/P = 7, ciò che testimonia il prevalere dei casi di azoto-limitazione. I valori che superano N/P = 10 sono da riferire alle stazioni costiere della Versilia, direttamente interessate dagli apporti del fiume Arno. Per le acque costiere romagnole l'intervallo di variazione è molto più esteso, da N/P = 20 a oltre N/P = 120, con una media generale intorno a N/P = 50, in accordo con il giudizio di fosforo-limitazione che sempre è stato espresso per le acque costiere dell'Alto Adriatico.

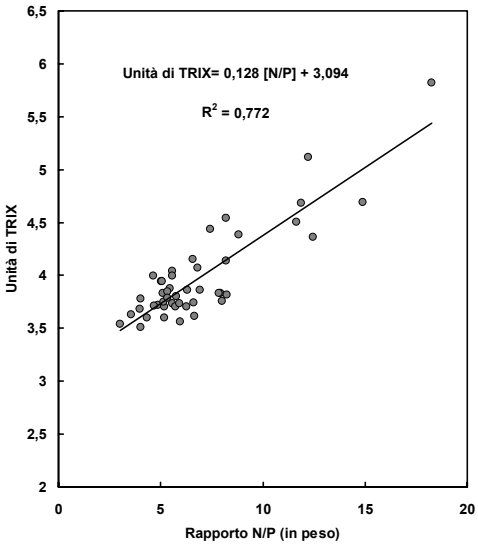


Fig. 10 - Relazione tra valori di TRIX e rapporto N/P. Acque costiere della Toscana, medie per stazioni nel periodo maggio 1997-aprile 1999 (banca dati Si.Di.Mar.).

Relationship between TRIX values and N/P ratio (weight). Tuscany coastal waters. Annual mean over the period May 1997 April 1999 (Si.Di.Mar. data bank).

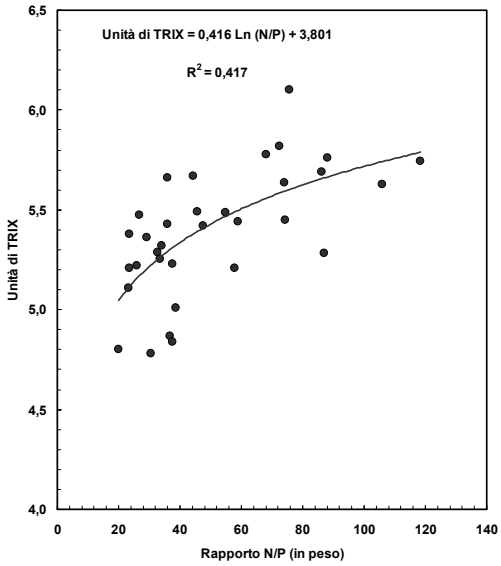


Fig. 11 - Relazione tra valori di TRIX e rapporto N/P nelle acque costiere dell'Emilia Romagna. Medie per stazioni nel periodo giugno 1996 - luglio 1999 (banca dati Si.Di.Mar.).

Relationship between TRIX values and N/P ratio (weight) in the Emilia Romagna coastal waters. Annual mean over the period June 1996 - July 1999 (Si.Di.Mar. data bank).

L'analisi dei due diagrammi ci porta però ad una evidente e netta constatazione: l'aumento del livello trofico, valutato quantitativamente in termini di unità di TRIX, è associato in maniera statisticamente significativa all'incremento del rapporto N/P. Questo vale sia per le acque mediamente oligotrofiche (TRIX medio < 4 unità) della Toscana, sia per quelle eutrofiche (TRIX medio > 5 unità) della riviera emiliano-romagnola.

Analizzando i dati puntuali, si osserva che, in presenza di acque dolci di origine continentale (i.e. con valori del fattore F% elevati), non soltanto aumentano le concentrazioni di nutrienti a mare nella loro forma disponibile per il fitoplancton, ma si riscontra sempre un forte incremento delle concentrazioni di Azoto Disciolto Inorganico rispetto a quella dell'Ortofosfato. I carichi di azoto infatti raggiungono i fiumi, e quindi il mare, soprattutto dalle sorgenti diffuse (dilavamento dei suoli agrari operato dalle piogge).

Nella stagione secca, quando gli apporti d'acqua dolce fluviale sono ridotti al minimo, minime sono anche le concentrazioni di azoto disciolto inorganico a mare, ciò che si riflette in una netta diminuzione del rapporto N/P.

D'altra parte in assenza di precipitazioni, anche il trasporto dei carichi di fosforo (provenienti prevalentemente dalle sorgenti puntuali del comparto civile), subisce una forte limitazione e dunque si assiste lungo le nostre coste, soprattutto nel periodo estivo, ad una penuria di nutrienti disponibili, che rende conto dei bassi valori di clorofilla riscontrabili anche in tratti costieri di norma classificati come eutrofici.

Conclusioni

Sebbene il problema dell'Eutrofizzazione sia molto complesso, i principi di base ed i fattori che provocano l'innalzamento dei livelli trofici sono stati compresi abbastanza

a fondo ed è possibile definire alcuni punti fermi che costituiscono il riferimento per le strategie di controllo del rischio eutrofico.

- L'incremento della produzione primaria, rilevabile attraverso l'aumento della concentrazione della clorofilla *a* nelle acque costiere, è causato dall'aumento della concentrazione dei nutrienti disciolti, disponibili per la crescita algale.
- I comportamenti del fosforo e dell'azoto sono fondamentalmente differenti. Il fosforo presente nelle acque sotto forma di fosfato, alla fine del suo ciclo, può essere immobilizzato nei sedimenti attraverso la formazione di complessi insolubili, in particolare con il calcio e/o con il ferro ossidato. Nel caso di assenza o comunque di carenza di ossigeno (anossia o ipossia) a livello dell'interfaccia acqua-sedimenti, il fosforo può essere rilasciato e tornare in soluzione: può quindi nuovamente diventare disponibile per i produttori primari (fitoplancton).
- Il ciclo dell'azoto è invece più complesso. L'azoto può entrare e uscire dal sistema sotto forma di azoto ammoniacale gassoso. Inoltre questo nutriente può andare incontro a rimozione dalla colonna d'acqua grazie al processo di nitrificazione/denitrificazione, attraverso il quale i nitrati vengono ridotti dai batteri denitrificanti ad azoto gassoso che ritorna in atmosfera, riducendo l'ammontare dell'azoto disponibile per la produzione primaria.

Per contrastare l'Eutrofizzazione è quindi necessario limitare gli apporti a mare di questi nutrienti dai bacini drenanti e ridurre complessivamente il carico, sia di azoto che di fosforo, che raggiunge i corpi idrici costieri. Occorre ribadire che l'azione prioritaria da intraprendere consiste sempre nel controllare i carichi di nutrienti generati e liberati dai bacini, in modo da consentire un abbassamento sostanziale dei valori di concentrazione sia di azoto che di fosforo nella colonna d'acqua: non ha molto senso parlare di fattori limitanti la crescita algale, se entrambi i nutrienti sono presenti in eccesso nelle acque costiere.

L'analisi dei dati contenuti nella banca dati Si.Di.Mar. e i risultati delle indagini condotte dall'ICRAM, hanno confermato per l'Adriatico la tendenza alla fosforo-limitazione, tendenza che appare consolidarsi rispetto alla situazione in atto negli anni '80-primi anni '90 in termini di aumento dei casi di fosforo-limitazione sul totale delle osservazioni.

Il prevalere di casi di fosforo-limitazione è riscontrabile anche in altri tratti costieri del Mar Ligure e del Tirreno, tuttavia situazioni di questo tipo sono sempre localizzabili in ambiti circoscritti, per lo più in corrispondenza di aree urbanizzate e di foci di fiumi, che riversano a mare elevati carichi di azoto. L'analisi puntuale dei dati per quasi tutte le regioni tirreniche dimostra che nella gran parte dei casi osservati prevale l'azoto-limitazione.

In base a questi risultati è possibile formulare una considerazione a carattere generale sull'elemento limitante:

- la fosforo-limitazione è il fattore che caratterizza acque costiere con livelli trofici mediamente elevati (principalmente le acque costiere dell'Adriatico settentrionale);
- l'azoto-limitazione è invece la norma in quei sistemi costieri dove il rischio eutrofico appare molto limitato o del tutto assente (ad es. Mar Ligure, Tirreno settentrionale, acque costiere della Sardegna, ecc.).

Il fosforo rimane perciò l'elemento su cui maggiormente devono essere rivolti gli sforzi per contrastare l'Eutrofizzazione costiera (laddove essa è presente o il rischio eutrofico non è trascurabile) e su cui le politiche di controllo dell'Eutrofizzazione possono aver maggior efficacia.

Summary

Eutrophication and eutrophication-related phenomena may exert serious detrimental effects on marine coastal environments; in this respect, particularly relevant are the monitoring studies aimed at evaluating the spatial and temporal variability of trophic levels in coastal waters. Trophic status can be assessed by the application of the Trophic Index TRIX, developed by Vollenweider and co-workers (1998), which can provide local Authorities with synthetic yet statistically significant information, necessary to identify quality objectives and promote remedial actions.

The TRIX Index is defined by the linear combination of four fundamental parameters, routinely measured during oceanographic surveys and significant in terms of both primary production and production dynamic: chlorophyll "a", deviation in absolute value of dissolved Oxygen from 100% saturation, Total Phosphorus, and Dissolved Inorganic Nitrogen.

The data collected during the oceanographic cruises carried out by the ICRAM Institute (1997-1999) and by the Italian coastal Regions (1996-1999) allowed to obtain a preliminary classification of Italian coastal waters based on their trophic characteristics, as requested by the current Italian legislation. It was therefore possible to identify areas subjected to 'eutrophic risk' such as the NW Adriatic Sea (Emilia Romagna Region) and part of the Central Tyrrhenian Sea (Lazio Region) (TRIX values between 5 and 6 units, corresponding to a 'poor' water quality status).

In addition, the results confirmed that P-limitation characterizes coastal waters with high trophic levels, namely the Northern Adriatic Sea and some locations in the Tyrrhenian Sea corresponding to estuarine or highly urbanized sites, indicating that nutrient reduction planning should mainly focus on this element in order to prevent and/or reduce the effects of eutrophication.

Finally, the functional relationship between trophic levels and freshwater inputs was quantitatively assessed, by introducing the 'dilution factor' F%. Such approach might be particularly useful for diagnostic purposes, i.e. for the evaluation of the effective changes in trophic level of coastal waters promoted by remedial actions.

Bibliografia

CICERO A.M., FERRARI C.R., GIOVANARDI F., MAGALETTI E., GHETTI A., MAZZIOTTI C., MONTANARI G., RINALDI A., SCARPATO A., ROMANO E. (2001) - Applicazione dell'Indice Trofico (TRIX) in aree tirreniche ed adriatiche ai fini della classificazione delle acque marine costiere. *Biol. Mar. Medit.,* **8** (1): 648-653.

D.Lgs. 11 MAGGIO 1999, N. 152 - Testo Unico sulle Acque - in *Gazzetta Ufficiale* N. 146/L del 30 luglio 1999.

Legge 31 DICEMBRE 1982, N. 979 - Disposizione per la difesa del mare - in *Gazzetta Ufficiale* N. 16, S.O. del 18 gennaio 1983.

MINISTERO DELL'AMBIENTE-SERVIZIO DIFESA MARE (2000) - Qualità degli ambienti marini costieri italiani. 1996-1999. *Valutazione preliminare del monitoraggio realizzato in convenzione con le Regioni costiere*: 272 pp.

VOLLENWEIDER R.A., GIOVANARDI F., MONTANARI G., RINALDI A. (1998) - Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics,* **9**: 329-357.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 312-331

M. Monti

Laboratorio di Biologia Marina, Via Piccard, 54 – 34010 Trieste, Italia.
monti@univ.trieste.it

DINOFLAGELLATI ETEROTROFI: IL LORO RUOLO IN AMBIENTE MARINO

HETEROTROPHIC DINOFLAGELLATES: THEIR ROLE IN MARINE ENVIRONMENTS

Abstract

Heterotrophic dinoflagellates are ubiquitous and abundant protists in marine environment. They are predators on a wide array of prey, including phytoplankton, other dinoflagellates, ciliates, copepods eggs, and early naupliar stage. Some dinoflagellate species can be very selective in their choice of prey while others show a remarkable versality. Three types of feeding mechanisms are known in dinoflagellates: direct engulfment, pallium feeding, and tube feeding. Although most dinoflagellates are free living, there are many that are parasitic, some having serious consequences for aquatic animals.

Key-words: *dinoflagellates, heterotrophy, feeding mechanisms, parasitic.*

Introduzione

I dinoflagellati sono organismi unicellulari, eucarioti e flagellati che possiedono un'ampia versatilità nutrizionale. Approssimativamente si conoscono circa 2000 specie di dinoflagellati attualmente viventi e 2000 fossili. Tra le specie viventi circa il 50% è considerato eterotrofo. I dinoflagellati sono stati classificati come alghe dai botanici e come protozoi dagli zoologi, ma attualmente il termine protisti evita confusioni tra piante ed animali ed indica semplicemente degli organismi eucarioti unicellulari.

Tra i protisti i dinoflagellati costituiscono un'importante frazione del fitoplancton e dello zooplancton, sono presenti sia in ambiente marino che d'acqua dolce, danno luogo ad intense esplosioni vegetative che possono talvolta causare il fenomeno delle acque colorate o, nei casi peggiori, essere fonte di disturbo e tossicità per altri organismi marini e per chi si ciba di pesci o bivalvi. Infine i dinoflagellati possono essere parassiti di altri organismi.

La maggior parte, circa il 90%, sono organismi planctonici marini, ma esistono anche forme bentoniche. Sono presenti anche in ambienti estremamente rigidi, come le acque ed il ghiaccio polare, anche se preferiscono le acque temperate ed i mesi caldi dell'anno.

I dinoflagellati sono un gruppo di protisti molto complesso che presenta caratteristiche nutrizionali diverse. Si possono dividere in fototrofi, eterotrofi e mixotrofi. Al primo gruppo appartengono organismi che possiedono cloroplasti e quindi possono effettuare la fotosintesi. Le specie mixotrofe, pur possedendo i cloroplasti, in determinate circostanze utilizzano la sostanza organica particellata, mentre gli organismi eterotrofi possono utilizzare soltanto sostanza organica presente nell'ambiente.

Caratteristiche generali e morfologia dei dinoflagellati

Non esiste un'unica caratteristica che unisca tutti i dinoflagellati, ma piuttosto una o più caratteristiche fanno sì che un organismo possa essere considerato come tale. Tra queste ricordiamo:

a) la presenza di un *dinokaryon*: un nucleo con cromosomi particolarmente addensati in ogni fase del ciclo della cellula
b) la presenza di *due flagelli* posti trasversalmente e posteriormente
c) una parete cellulare che, quando presente, è data da *vescicole* contenenti placche di cellulosa
d) un organello chiamato *pusule*, di struttura simile ad un vacuolo di cui però la funzione risulta ancora ambigua
e) la presenza di *steroli* tipici: il dinosterolo e l'amfisterolo

I flagelli permettono loro di ottimizzare la posizione e contrastare la sedimentazione anche in condizioni di acque molto calme. La maggioranza dei dinoflagellati eterotrofi in ambiente marino presenta dimensioni tra 20 e 200 μm, rientrando nelle dimensioni tradizionali del microzooplancton.

I pigmenti principali dei dinoflagellati eterotrofi sono la astaxantina o, in alternativa, la cantaxantina. Questi pigmenti carotenoidi variano all'interno e tra i diversi gruppi d'organismi, ma non raggiungono mai valori molto elevati, se comparati alle concentrazioni dei pigmenti presenti nei dinoflagellati fototrofi.

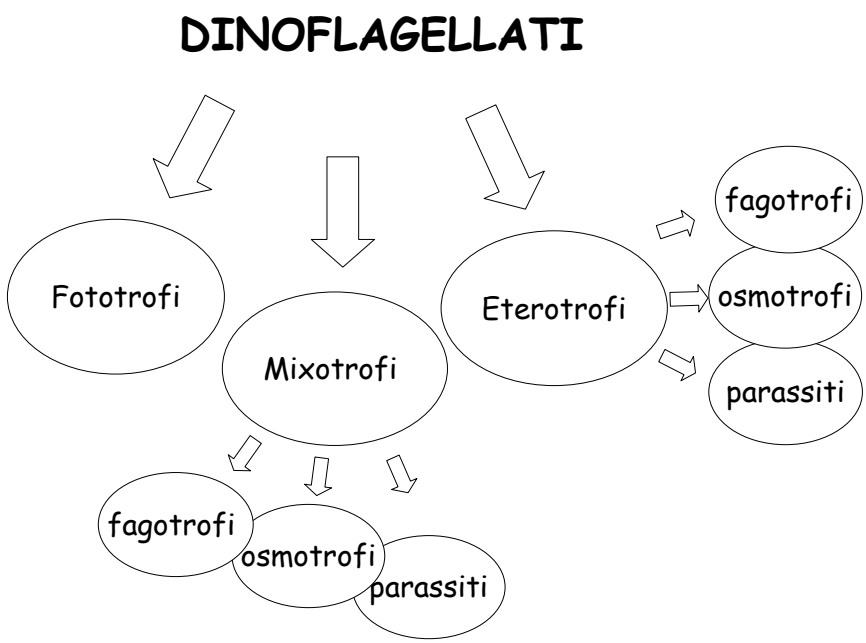


Fig. 1 - Divisione schematica dei dinoflagellati dal punto di vista trofico.
Trophic dinoflagellates schematic division.

Meccanismi di predazione

I dinoflagellati sono un gruppo di predatori piuttosto eclettici ed il loro cibo preferito include batteri, nanoflagellati, altri dinoflagellati, diatomee, ciliati e metazoi (Jeong, 1999).

Sono state identificati tre diversi meccanismi d'ingestione di particelle (Jacobson e Anderson, 1986; Gaines e Elbrächter, 1987). Il primo è detto *fagocitosi* ed indica il prelievo dell'intera particella di cibo (Fig. 2a). La preda viene ingerita intatta attraverso il solco nella parte posteriore della cellula e, quando la preda possiede grandi dimensioni, la forma del dinoflagellato si modifica e ricorda quella dell'organismo inglobato. Normalmente la fagocitosi viene effettuata da specie atecate come *Gyrodinium, Gymnodinium, Polykrikos,* ecc. (Hansen, 1991a; Schnepf e Elbrächter, 1992), ma, in certi casi, sono stati trovati dei dinoflagellati tecati con ampi vacuoli nutritivi contenenti delle prede riconoscibili. Questo ha suggerito che anche i dinoflagellati tecati possano operare una predazione tramite fagocitosi. Già nel 1952 si era ipotizzato che la specie tecata *Peridinium gargantua* potesse ingerire particelle usando questo meccanismo (Biecheler, 1952). Quest'osservazione però non è stata presa in considerazione per anni perché si riteneva che una teca in cellulosa, a causa della sua rigidità, fosse un ostacolo all'ingestione diretta. Si è visto in seguito che anche specie tecate possono usare questo tipo di predazione. Diretta ingestione è stata riportata, infatti, nel dinoflagellato tecato mixotrofo *Fragilidium subglobosum* il quale si ciba di *Ceratium* ingerendolo attraverso il sulcus (Skovgaard, 1996; Hansen e Nielsen, 1997). La teca della preda è gradualmente disciolta durante la fagocitosi mentre la teca di *F. subglobosum* rimane intatta fino a quando l'ingestione non è completa (Jeong *et al.*, 1997; Skovgaard, 1996). La cellula del predatore è capace di aumentare il suo volume di circa tre volte. Questo è possibile perché le singole placche della teca si separano l'una dall'altra lasciando la teca più flessibile. Anche il genere *Ceratium* è in grado di cibarsi di piccoli ciliati utilizzando la stessa strategia (Bockstahler e Coats, 1993a).

Un secondo gruppo di specie utilizza il *pallium*: uno pseudopodio specializzato che si estende attraverso il poro del flagello e circonda la preda (Fig. 2b). Il pallium è utilizzato principalmente dalle specie tecate che non possono ingoiare il loro cibo (*Protoperidinium* spp., il gruppo *Diplopsalis*). La preda in questo caso è catturata individualmente usando un fine filamento e poi ricoperta da una membrana (il *pallium*) e digerita completamente al di fuori della teca. Questi predatori appaiono preferire diatomee e, in alcuni casi, predano su organismi di dimensioni simili alle loro o anche maggiori, mobili o meno. Studi su alcune specie di *Protoperidinium* (Gaines e Taylor, 1984; Jacobson e Anderson, 1986) hanno contribuito notevolmente a risolvere il mistero del pallium che i dinoflagellati impiegano per ricoprire completamente le diatomee e prelevarne il contenuto citoplasmatico. Il pallium o velo, come talvolta viene chiamato, viene dispiegato su una larga area e solo una porzione di questa è occupata dalla preda. Lo studio, riferito a 18 specie appartenenti a tre generi di dinoflagellati, dimostra che la predazione è molto più selettiva di quanto il pallium suggerisca. Le 18 specie, appartenenti ai generi *Protoperidinium, Oblea, Zygabikodinium,* si cibano di diatomee e altre prede con il pallium che si origina dal poro flagellare nel solco. Il pallium è altamente plastico, si allunga e si modella facilmente per adattarsi a forme della preda molto varie. E' stato notato inglobare fino a 58 diatomee in catena. Il contenuto della preda è disciolto e trasportato attraverso il pallium lasciando intatte, ma vuote, le teche ed i frustoli degli organismi predati. In quattro specie dei tre generi studiati è stato notato un filamento che connette la preda ai dinoflagellati prima dell'estensione del pallium, talvolta permettendo alla cellula di catturare la preda in movimento. Il meccanismo

di trasporto dei materiali attraverso il pallium è ancora sconosciuto, ma una porzione significativa viene probabilmente introdotta nella cellula quando quest'ultimo viene retratto (Hansen e Calado, 1999).

Un terzo gruppo di specie succhia le cellule delle prede attraverso un *tubo* (Fig. 2c). Questo meccanismo d'alimentazione è chiamato mizocitosi ed il citoplasma della preda è utilizzato senza che venga consumato il plasmalemma della cellula. Il citoplasma della preda non viene assorbito prima dell'ingestione ed in questa maniera alcuni organelli cellulari appartenenti alla preda (per es. cloroplasti) possono venire notati all'interno dei vacuoli dei dinoflagellati. Dinoflagellati tecati come *Dinophysis, Peridiniopsis, Pfiesteria* (Burkholder *et al.*, 1998; Calado e Moestrup, 1997; Elbrächter, 1991a; Hansen, 1991b; Jacobson e Andersen, 1994) e atecati, come *Amphidinium* spp., *Gymnodinium* spp., *Gyrodinium* sp., (Calado *et al.*, 1998; Larsen, 1988) possono utilizzare questo tipo di predazione.

Sono stati descritti due tipi differenti di tubo: il peduncolo e il fagopodio. Il *peduncolo* è una colonna di citoplasma che si estende dall'intersezione del flagello, contiene un cilindro cavo di microtubuli e connette la preda al predatore. Il materiale ingerito può essere raccolto in un unico singolo vacuolo o può essere rotto in più piccoli vacuoli come avviene nel genere *Dinophysis* (Hansen, 1991b). Tipicamente il peduncolo fora la parete della preda, ma può accadere che alcuni dinoflagellati predino su animali feriti, succhiando la preda attraverso delle aperture già presenti (Calado e Moestrup, 1997; Calado *et al.*, 1998).

Il *fagopodio* è un tubo non-citoplasmatico che è stato osservato in alcuni dinoflagellati per lo più d'acqua dolce (*Amphidinium cryophilium*) ed ectoparassiti come *Dissodinium* spp. (Wilcox e Wedemayer, 1991). Le differenze con il peduncolo consistono nel fatto che il fagopodio non presenta componenti citoplasmatici, è posto in una zona opposta rispetto a quella ventrale del peduncolo e non viene retratto dopo la predazione. Anche in questo caso la membrana della preda rimane intatta durante il processo di predazione.

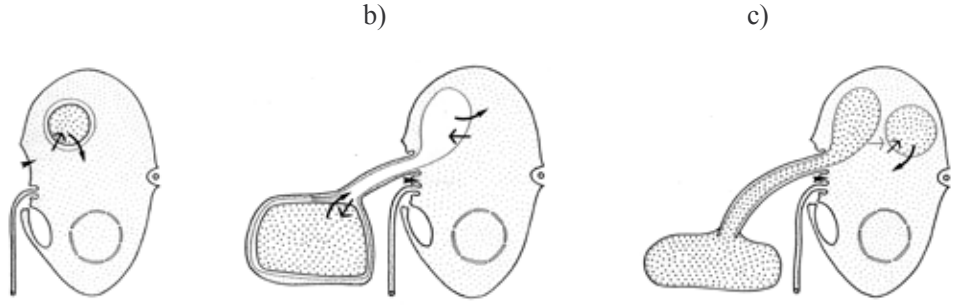


Fig. 2 - Meccanismi di predazione dei dinoflagellati: a) fagocitosi, b) pallium c) mizocitosi (modificato da Schnepf e Elbrächter, 1992).

Feeding mechanisms in dinoflagellates: a) phagocytosis, b) pallium c) myzocytosis (modified from Schnepf and Elbrächter, 1992).

Ancora poco si sa sull'evoluzione dei meccanismi di predazione nei dinoflagellati. Mentre la fagocitosi e la predazione attraverso il peduncolo sono presenti in molti gruppi più evoluti, la predazione attraverso il pallium ha una distribuzione più ristretta.

Il pallium, grazie all'analisi delle sue caratteristiche ultrastrutturali, sembra derivi dalla specializzazione del peduncolo (Hansen e Calado, 1999).

Specificità della preda

L'abilità dei dinoflagellati nella predazione dipende da numerosi fattori tra cui, le dimensioni, la disponibilità e le capacità natatorie della preda. Inoltre sono importanti anche le attrazioni chimiche e la possibilità o meno di perlustrare la preda prima di attaccarla.

La specificità sembra legata alla disponibilità della preda, mentre l'efficienza della cattura alle dimensioni di quest'ultima. Particelle molto piccole non sono notate dai dinoflagellati mentre particelle troppo grandi possono essere respinte. I dinoflagellati eterotrofi possono predare ad un tasso comparabile a quello dei ciliati o leggermente inferiore, come avviene per il genere *Protoperidinium* sp. (Jeong e Latz, 1994), ma, rispetto ai ciliati, hanno il vantaggio che possono predare su organismi anche più grandi di loro stessi. *Gyrodinium spirale* e *Gymnodinium* sp. sono molto efficienti su prede della loro stessa taglia (Hansen, 1992; Jakobsen e Hansen, 1997), mentre le dimensioni non sono sufficienti a spiegare il comportamento di *Certium furca* che ingerisce piccoli ciliati del genere *Strobilidium* e *Mesodinium*, ma non preda specie del genere *Strombidium*, sebbene queste siano delle stesse dimensioni dei precedenti (Bockstahler e Coats, 1993a). *Prorocentrum minimum* si ciba dalla criptoficea *Cryptomonas* sp. e del ciliato *Strobilidium* sp., ma non della criptoficea *Pyrenomonas salina* (Li *et al.,* 1996). *Fragilidium heterolobum* preda su *Gonyaulax polyedra*, mentre *Fragilidium mexicanum* ha un comportamento più complesso poiché preda ed è predato da *Protoperidinium.* Queste specie tuttavia hanno un diverso comportamento a seconda delle loro concentrazioni iniziali. Specie del genere *Fragilidium* sono state riportate in acque costiere di molti mari e presentano una chiara preferenza nelle prede. *F. subglobosum* ingerisce solo specie di *Ceratium* anche quando sono presenti organismi di varie misure e diversi gruppi tassonomici (Hansen e Nielsen, 1997; Skovgaard, 1996). Inoltre il tasso di crescita e di predazione di *F. subglobosum* sono significativamente più alti quando preda *C. tripos* e *C. lineatum*, piuttosto che *C. furca* e *C. fusus*. Queste osservazioni non possono essere spiegate solo dalla selezione in base alla forma perché *C. tripos* e *C. lineatum* sono la più grande e la più piccola delle specie di *Ceratium* considerate. Come *F. subglobosum* sia in grado di riconoscere una specie di *Ceratium* non è ancora noto, ma probabilmente è collegato a chemorecettori presenti sulla superficie degli organismi.

Il genere *Protoperidinium* è ubiquitario negli oceani ed è spesso abbondante durante le maree colorate o durante i "bloom" a diatomee. Esso gioca diversi ruoli nella catena alimentare marina. Le specie appartenenti a questo genere sono, infatti, predatori di diatomee e di dinoflagellati che formano "red tides" e, oltre ad essere preda importante per i copepodi, sono anche predatori di uova e primi stadi naupliari. Piccole specie come *P. hirobis* (23 μm diametro) e *P. pellucidum* (36 μm diametro) predano sulle diatomee *Leptocylindrus danicus* e *Skeletonema costatum* (Jacobson e Anderson, 1993). In colture di laboratorio *Protoperidinium pellucidum* preferisce predare su diatomee piuttosto che su dinoflagellati e cresce più rapidamente quando si ciba di diatomee rispetto ai dinoflagellati (Buskey, 1997). Anche quando le viene proposta una coltura mista questa specie preda selettivamente su diatomee ed è anche selettiva nei confronti delle varie specie di diatomee. Questa selettività non appare essere legata alla dimensione, ma piuttosto a dei chemorecettori che *P. pellucidum* sembra usare per localizzare e testare il cibo. Quando *P. pellucidum* passa vicino a particelle di cibo gira loro intorno

parecchie volte e poi le attacca. Se la preda è un altro dinoflagellato accade, talvolta, che perda il contatto potenziale prima della cattura, mentre con le diatomee è difficile che questo accada. Inoltre i dinoflagellati mobili spesso scappano dopo la loro cattura rompendo il filamento che *P. pellucidum* utilizza prima di avvolgere la preda con il *pallium*. La selettività può essere spiegata, in parte dalla natura dei segnali dei chemosensori che diverse prede emettono, e quindi dalla distanza alla quale *P. pellucidum* può sentire la preda, ed in parte dal minor successo nelle catture di predi mobili (Hauser *et al*., 1975; Spero, 1985).

L'ecologia dei dinoflagellati eterotrofi

I dinoflagellati eterotrofi sono protozoi ubiquitari e la loro bella, e talvolta bizzarra morfologia, ha attratto l'attenzione dei tassonomi fin dall'inizio del secolo. Solo negli ultimi anni si è però posta l'attenzione sul loro ruolo trofico e soprattutto sui loro meccanismi di predazione.

Si sa ora che i dinoflagellati eterotrofi possono dominare la biomassa dei protozoi sia in acque costiere che oceaniche ed, in molti mari, è stata notata l'associazione tra dinoflagellati e i "bloom" a diatomee. Il tasso di alimentazione ha indicato che i dinoflagellati eterotrofi sono dei consumatori significativi della biomassa a diatomee, ma sono anche costituenti importanti del microzooplancton in aree povere di diatomee e in acque oligotrofiche. Secondo Jacobson e Anderson (1993) i dinoflagellati eterotrofi hanno un preciso ruolo nella catena trofica del microzooplancton, quello di trasformare le grandi diatomee in particelle più piccole, facilmente ingerite dagli organismi microzooplanctonici.

Fino a poco tempo fa i dinoflagellati eterotrofi non venivano separati dagli autotrofi e quindi tutti indistintamente facevano parte del fitoplancton. Questa carenza conoscitiva era legata fondamentalmente alla difficoltà di distinguere gli eterotrofi dagli autotrofi in campioni fissati ed osservati al microscopio rovesciato. Il microscopio ad epifluorescenza ha permesso di riscoprire questi organismi, che non presentano una propria fluorescenza da clorofilla. Questo tipo di microscopio fu suggerito per primo da Wood (1956) agli inizi degli anni '50 per distinguere gli organismi contenenti clorofilla dagli eterotrofi, ma solo negli ultimi anni è stato utilizzato con una certa frequenza per il conteggio del microplancton. Con l'ausilio di questo microscopio Lessard (1984) ha evidenziato come gli eterotrofi siano, in media, il 40% della popolazione totale di dinoflagellati e formino una componente significativa dei campioni di microzooplancton nella regione del Gulf Stream in Oceano Atlantico.

La catena alimentare in ambiente marino si basa sul principio secondo il quale il rapporto tra le dimensioni della preda e del predatore è di 1:10 (Azam *et al.*, 1983). In realtà i dinoflagellati eterotrofi spesso non rispettano questa regola. Un esempio eclatante è quello relativo a due specie di *Dinophysis* (*rotundata* e *hastata*) che sono in grado di predare il ciliato *Tiarina fusus* parecchio più grande di loro (Hansen, 1991b).

Per valutare il ruolo dei dinoflagellati eterotrofi nella dinamica dell'ambiente marino è importante conoscere la loro distribuzione spaziale e temporale, così come il loro tasso di produzione e di crescita ma, sopratutto, è importante capire le relazioni trofiche all'interno del plancton marino. In una catena trofica tipica i dinoflagellati, nel loro insieme, possono entrare a far parte di molti livelli diversi (Fig. 3).

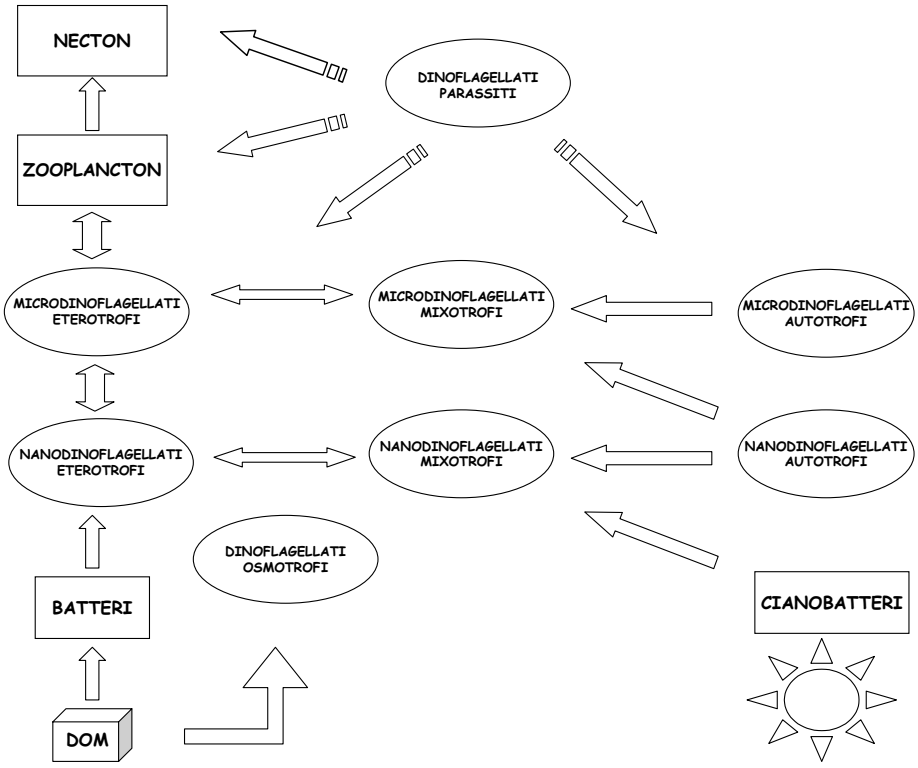


Fig. 3 - I dinoflagellati all'interno della catena trofica marina.
Dinoflagellates in the marine trophic web.

Microzooplancton. Negli ultimi anni i dinoflagellati eterotrofi sono stati inseriti nelle liste del microzooplancton e parecchi studi hanno dimostrato come questi possono raggiungere abbondanze notevoli, spesso maggiori di quelle dei ciliati. Una conferma del ruolo che questi organismi possono avere nella dinamica trofica della comunità planctonica è la loro ubiquitarietà e la loro biomassa, che può essere comparata a quella di altro protozooplancton. I dati disponibili suggeriscono che i dinoflagellati eterotrofi hanno un basso tasso di crescita, se comparati ad altri protozoi planctonici, ma i loro diversi meccanismi di predazione fanno sì che possano influire sui popolamenti di dimensioni inferiori o superiori alle loro. Lessard (1986) ha trovato che i dinoflagellati eterotrofi presenti nel microzooplancton nella regione ad est di Capo Hatteras (Oceano Atlantico) sono presenti durante tutto l'anno e presentano la massima abbondanza in coincidenza con il massimo valore di diatomee. In questa regione in autunno i dinoflagellati eterotrofi variano tra 29 e 81% in numero e tra 22 e 67% in biomassa rispetto ai protozoi totali. La comunità dei dinoflagellati eterotrofi è in gran parte composta da piccoli *Gymnodinium* e da *Oxytoxum* spp., ma la biomassa è dominata da forme tecate di maggiori dimensioni, come il genere *Protoperidinium*. Shapiro *et al.* (1989) hanno

riportato come i piccoli *Gymnodinium* possono raggiungere fino a 10^5 organismi per litro nelle acque del Nord Atlantico. Tali *Gymnodinium* sono risultati sempre abbondanti anche in Nord Pacifico, Sud Atlantico e nel mar di Sargasso (Lessard, 1991). Beers *et al.*, (1975, 1982) hanno stimato, su basi bibliografiche, che più dell'84% dei dinoflagellati in Nord Pacifico, risultano eterotrofi, e da osservazioni dirette all'epifluorescenza, Lessard (1984) ha trovato che gli eterotrofi rappresentano il 30-67% della popolazione totale in Nord Atlantico.

Le specie appartenenti al genere *Protoperidinium* sono più abbondanti in acque temperate costiere durante le fasi finali delle fioriture a diatomee. Durante i "blooms" possono raggiungere valori di 10^2-10^3 l^{-1}. Questo conferma come spesso i dinoflagellati eterotrofi risultano più abbondanti in corrispondenza a maggiori concentrazioni di diatomee, per esempio in acque costiere e ad alte latitudini. I protozoi fagotrofi sono legati ai cicli di maggiore presenza di cibo, hanno un tasso di riproduzione più rapido (Smetacek, 1981) e rappresentano l'unione tra il pico-, il nano-plancton e gli organismi zooplanctonici (Bockstahler e Coats, 1993b). Jeong (1994a) nota che usualmente, per una crescita significativa della popolazione, *Protoperidinium* spp. richiede un'alta concentrazione della preda, ma tuttavia la sua abbondanza può essere elevata anche quando la concentrazione di fitoplancton disponibile è più bassa, ed è stato trovato fino a 200 m di profondità, dove il fitoplancton è molto scarso (Beers *et al.,* 1975; Nöthig e Gowing, 1991). Queste osservazioni suggeriscono che *Protoperidinium* spp. deve avere una fonte di cibo alternativa rispetto al fitoplancton.

I primi dati disponibili per l'Alto Adriatico indicano che i valori massimi si registrano in estate ed in autunno mentre in inverno i dinoflagellati eterotrofi sono quasi assenti. Il valore massimo è stato riscontrato in settembre con 1600 ind l^{-1} (Fonda Umani, 2001). I generi maggiormente rappresentati sono: *Protoperidinium*, gruppo *Diplopsalis* e *Gyrodinium*. In quest'ultimo genere sono state spesso notate delle inclusioni di natura ancora sconosciuta, ma che fanno pensare a vacuoli alimentari (Fig. 4).

Anche nei mari freddi dell'Antartico i dinoflagellati eterotrofi apparentemente seguono i "blooms" primaverili a diatomee (Taylor, 1987). La presenza dei dinoflagellati eterotrofi è altamente stagionale, la loro abbondanza media annuale, insieme ai ciliati, forma il 73% del numero totale dei protozoi (Lessard, 1991). In McMurdo Sound fino al 97% della biomassa dei microprotozoi agli inizi della primavera australe è data da dinoflagellati eterotrofi (soprattutto dal genere *Protoperidinium* spp.) (Lessard e Rivkin, 1986). La biomassa della clorofilla in quel periodo è particolarmente bassa (< 1 µg l^{-1}), e quindi questi eterotrofi presumibilmente si cibano di batteri e di altri batterivori, piuttosto che di diatomee (Balech, 1976; Elbrächter e Zölfell, 1993).

Nel mare di Weddel, Nöthig e Bodungen (1989) notano come i dinoflagellati eterotrofi rappresentino una biomassa importante nel protozooplancton durante la primavera australe. Nelle trappole per il sedimento, poste nell'area indagata, il materiale predominante è dato da "fecal pellets" (50-300 µm) contenenti frustoli di diatomee. Gli Autori ipotizzano che queste "fecal pellets" siano state prodotte da dinoflagellati eterotrofi e identifica così un altro importante ruolo di questi protozoi nel flusso di particelle. Altri studi hanno confermato che i dinoflagellati sono in grado di ingerire particelle di grandi dimensioni e produrre "fecal pellets" (Elbrächter, 1991b). Si conferma così il loro ruolo fondamentale nel flusso verticale, soprattutto come cibo per lo zooplancton

in alternativa alle grandi diatomee (Hewes *et al.*, 1985; Sheldon *et al.*, 1986; Verity, 1986). Questo assume particolare importanza in inverno, alle alte latitudini, dove la crescita del fitoplancton è lenta e caratterizzata da una biomassa particolarmente bassa (El-Sayed, 1984; Priddle *et al.*, 1986). Sono stati effettuati alcuni esperimenti in microcosmo con un ceppo di *Gymnodinium* sp. proveniente dall'Antartide (Bjornsen e Kuparinen, 1991). Dai risultati ottenuti si conferma come i dinoflagellati eterotrofi possano contribuire significativamente a mantenere bassa la biomassa fitoplanctonica nell'Oceano meridionale.

Fonda Umani *et al*. (1998) descrivono la distribuzione spaziale e temporale dei popolamenti microzooplanctonici durante la campagna 1987/88 in Baia di Terranova. Il contributo dei dinoflagellati eterotrofi è considerevole in tutta l'area indagata, con valori vicino a 1000 ind l^{-1} in superficie e nello stato intermedio (50 m). La biomassa rappresenta oltre al 97% della biomassa totale, raggiungendo valori di 14 µg C l^{-1}, grazie soprattutto alla specie *Protoperidinium antarcticum* di notevoli dimensioni. L'abbondanza in superficie e a 50 m è stata spiegata dagli Autori come legata alla adeguata disponibilità di cibo. Nella campagna nel Mare di Ross (novembre-dicembre 1994) Monti e Fonda Umani (2000) notano come i dinoflagellati sono abbondanti negli strati superficiali raggiungendo un massimo di 232 ind l^{-1}. Monti (2001) sottolinea come nella polinia del Mare di Ross i dinoflagellati eterotrofi, durante l'estate australe 1997/98, raggiungono il valore massimo di 858 ind l^{-1} e sembrano essere collegati alla fioritura di diatomee che segue quella di *Phaeocystis* dove i valori si mantengono a livelli minimi.

Dodge e Priddle (1987) hanno analizzato campioni raccolti nel mare dell'isola di South Georgia nell'estate australe 1981-82. Tutte le specie di dinoflagellati sono risultate scarse se comparate con le diatomee, dominatrici del microplancton. *Dinophysis antarctica* è la specie fototrofa più abbondante e maggiormente distribuita, mentre tra gli eterotrofi *Protoperidinium antarcticum* e *P. mediocre* sono le specie maggiormente rappresentate. La distribuzione dei dinoflagellati può essere legata alla circolazione dell'acqua lungo la fine della scarpata continentale di South Georgia, ma corrisponde anche ad una zona caratterizzata da piccole diatomee che potrebbero riflettere la preferenza degli eterorofi per una particolare composizione di cibo.

Il protozooplancton rispecchia l'andamento della clorofilla *a* e del batterioplancton lungo la colonna d'acqua in un fiordo antartico coperto dal ghiaccio (Grey *et al.*, 1997). La bocca del fiordo, che è interessata maggiormente dall'influsso marino, presenta la comunità maggiormente diversificata con un'alta densità in ciliati e dinoflagellati eterotrofi del genere *Protoperidinium*.

I dinoflagellati eterotrofi non sono limitati solo alle acque antartiche, ma sono stati notati anche nei ghiacci marini. Buck *et al.* (1990) descrivono un dinoflagellato atecato trovato nel ghiaccio marino e nella colonna d'acqua nel Mare di Weddel. Quest'organismo manca di sulcus, di cingolo e flagelli, ma possiede un nucleo dinokont, un citostoma e vescicole. L'abbondanza supera 10^5 l^{-1} nel ghiaccio. L'unico grande vacuolo alimentare contiene una gran varietà di protisti come prede tra le quali predomina la diatomea pennata *Nitzschia cylindrus*. Le "fecal pellets" prodotte sono circondate da una membrana e contengono per la gran parte la diatomea pennata. Il carbonio per "pellet" è in media 97 pg e l'abbondanza delle "fecal pellets" nel ghiaccio supera 10^5 l^{-1}. Il rilascio di queste nell'acqua circostante dopo lo scioglimento del ghiaccio

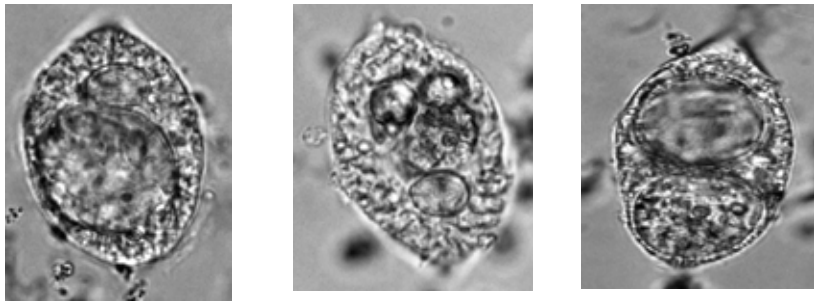


Fig. 4 - *Gyrodinium* sp. con evidenti inclusioni.
Gyrodinium *sp. with inculsion bodies.*

può apportare un'importante aumento del carbonio organico particolato disponibile per i metazoi e l'esportazione del materiale dalla zona eufotica, grazie a queste "fecal pellets", può essere significante.

Nanoplancton. I nanoflagellati sono considerati i maggiori batterivori del plancton, ma i dinoflagellati eterotrofi sono ugualmente in grado di cibarsi di batteri. L'importanza di questa affermazione risiede nel fatto che il consumo diretto di batteri da parte di consumatori di notevoli dimensioni aumenta l'efficienza del trasporto trofico dal livello più basso della catena trofica verso i consumatori di maggiori dimensioni. Gli eterotrofi < 20 μm costituiscono una frazione importante della biomassa planctonica (Garrison *et al.*, 1986; Shapiro *et al.*, 1989; Lessard, 1991) e negli ultimi anni c'è stato un aumento di consensi sul fatto che i dinoflagellati eterotrofi giocano un ruolo importante nella predazione su batteri e sul piccolo fitoplancton e nella rigenerazione dei nutrienti all'interno della catena microbica. Questo particolare interesse si è focalizzato sui flagellati fagotrofi generalmente di dimensioni < a 10 μm di diametro (Fenchel, 1986), ma poche informazioni sono a tutt'oggi disponibili. In particolare, proprio come questi fagotrofi si pongano dentro lo schema del "microbial loop" è interamente sconosciuto, anche se si ipotizza per loro un ruolo importante (Lessard e Swift, 1985). Il conteggio diretto al microscopio ad epifluorescenza ha evidenziato per questa frazione un'abbondanza superiore a 10^5 cell l^{-1} negli oceani (Bjorsen e Kuparinen, 1991). Secondo Verity *et al.* (1993) i dinoflagellati eterotrofi sono la componente principale del microzooplancton nei primi 200 m nel nordest Atlantico, con abbondanze che vanno da 2 a 414 cellule ml^{-1}, equivalenti a 0.1-18.3 μgCl^{-1} e i nanodinoflagellati dominano la popolazione con il 99% in numero e il 70-80% della biomassa in carbonio rispetto a tutti i dinoflagellati eterotrofi. Il contenuto medio per le cellule inferiori a 20 μm varia tra 32 pgC e 51 pgC, comparate con 1.5 ngC e 1.7 ngC per le cellule superiori a 20 μm. Lessard e Murrel (1996) esaminano la variabilità dei dinoflagellati eterotrofi in una stazione posta alle Bermuda. L'abbondanza varia tra 1.3 e 28.6 ml^{-1} indicando come i dinoflagellati sono sempre più abbondanti dei ciliati (0.9-28.6 ml^{-1} rispetto a 0.1-5.0 ml^{-l}) e in media costituiscono il 50% della biomassa totale data da dinoflagellati e ciliati nei primi 150 m. Più del 92% dei dinoflagellati hanno dimensioni inferiori a 20 μm.

Prede del mesozooplancton e di larve di pesci. I protisti eterotrofi, oltre ad essere un elemento importante del nanoplancton e del microzooplancton nell'ambiente marino

(Porter *et al.*, 1985; Stoecker e Capuzzo, 1990), possono essere prede potenziali per zooplancton e larve di pesci (Jeong, 1994b; Sherr *et al.*, 1986; Gifford e Dagg 1988, 1991; Ohman *et al*., 1991). È stato suggerito che la predazione dei crostacei sui dinoflagellati eterotrofi può influenzare la dinamica di popolazione di quest'ultimi (Smetacek, 1981; Sheldon *et al.*, 1986; Stoecker e Capuzzo, 1990). Il dinoflagellato eterotrofo *Oxyrrhis marina* è considerato un cibo appetibile per i copepodi anche in coltura (Klein Breteler, 1980; Klein Breteler e Gonzalez, 1986, 1988). In alcune condizioni la presenza di alghe riduce l'ingestione ed il tasso di filtrazione del microzooplancton da parte dei copepodi (Anraku e Omori, 1963; Landry, 1991; Stoecker e Sanders, 1985), mentre in altre condizioni questo non avviene (Lonsdale *et al.* 1979, Paffenhofer e Knowles 1980).

Per testare le preferenze di *Acartia tonsa* per una determinata preda Jeong (1994b) ha studiato il tasso di alimentazione ed il comportamento selettivo di questo copepode offrendogli simultaneamente sia il dinoflagellato eterotrofo *Protoperidinium* cf. *divergens* che *Gonyaulax polyedra*. L'ingestione ed il tasso di filtrazione di *A. tonsa* su *P.* cf. *divergens* sono simili a quelli osservati su ciliati di simile volume cellulare quando ogni protista è stato offerto come unica preda con la medesima densità. In generale in esperimenti con prede mescolate non c'è stata un'evidente preferenza di *A. tonsa* per una preda piuttosto che per un'altra. Tuttavia ci può essere una debole preferenza a concentrazioni di preda basse o con disponibilità della preda limitata. Il massimo tasso di filtrazione di *A. tonsa* su *P.* cf. *divergens* (5.5 ml *Acartia*$^{-1}$ h^{-1}) è più alto rispetto a quello su *G. poIyedra* (3.1 ml *Acartia*$^{-1}$ h^{-1}). L'effetto della predazione di *A. tonsa* sulla crescita della popolazione di *P.* cf. *divergens* diminuisce all'aumentare della concentrazione di *G. polyedra* ed è irrilevante a 2200 cell ml^{-1}. A concentrazioni di *G. polyedra* basse l'alto tasso di mortalità di *P.* cf. *divergens* dovuto alla predazione di *A. tonsa* può rendere in grado *A. tonsa* di limitare la crescita della popolazione di *P*. cf. *divergens*. Tuttavia, durante un "bloom", *G. polyedra* potrebbe procurare un rifugio per *P.* cf. *divergens* contro la predazione di *A. tonsa*.

Jeong (1994a) ha eseguito una ricerca sempre su *Protoperidin*ium cf. *divergens,* che è preda per copepodi adulti e predatore di uova di copepodi e primi stadi naupliari. Uno o più *P.* cf. *divergens* possono attaccare uova o nauplius ed il tempo per un uovo di essere digerito è proporzionale al numero di *P.* cf. *divergens* che lo attacca. Il tasso d'ingestione di *P.* cf. *divegens* sulle uova di *Acartia tonsa* e su uova non identificate di dimensioni di 100 μm in diametro, aumenta linearmente con l'aumento della concentrazione delle prede. Una stima di consumo giornaliero di uova da parte di *P.* cf. *divegens* suggerisce che quest'ultimo può avere un importante impatto sulla popolazione di uova di copepodi. Questa predazione può cambiare il concetto generale dei circuiti energetici e del ciclo del carbonio nella comunità planctonica perché il genere *Protoperidinium,* unitamente ai copepodi, sono spesso tra gli organismi più abbondanti nel plancton marino.

Stabilire e quantificare l'ingestione di protisti eterotrofi da parte di metazoi è difficile perché normalmente si perdono, durante il processo di digestione, sia le parti dure riconoscibili, che i pigmenti. Basandosi sull'osservazione del contenuto intestinale, i naupIii di copepode, generalmente > di 100 μm, erano considerati essere la fonte di cibo principale per il primo stadio delle larve *Theragra chalcogramma* (Nishiyama e Hirano, 1985; Kendall *et al.*, 1987; Nakatani, 1988; Canino *et al.*, 1991). L'abbondanza dei naupIii tuttavia non è sempre sufficiente a supportare la richiesta delle larve (Canino *et al.*, 1991; Bailey *et al.*, 1995), mentre i dinoflagellati tecati, che possiedono parti riconoscibili, solo raramente sono stati riscontrati nell'intestino delle larve (Nishi-

yama e Hirano, 1985). I protisti che possiedono parti dure sono però solo una piccola frazione dell'intera popolazione di protisti eterotrofi, poiché la maggioranza possiede un corpo senza teca (Howell-Kübler *et al.*, 1996). La presenza di protisti con la teca nell'intestino delle larve non può essere quindi usata come una stima quantitativa dell'ingestione totale dei protisti, ma indica solo che le larve possono ingerire protisti eterotrofi e che questi ultimi sono una fonte di cibo potenzialmente molto importante per le larve di pesce (Lessard *et al.*, 1996).

Osmotrofi. Altro tema piuttosto dibattuto è la possibile assunzione di materiale disciolto da parte dei dinoflagellati. L'osmotrofia, come unica fonte di sopravvivenza sembra, infatti, sconsigliata poiché il rapporto superficie-volume dei dinoflagellati non permetterebbe loro di competere con i batteri per il carbonio organico disciolto in mare. Sieburth *et al.* (1978) sottolineano che è improbabile che gli osmotrofi, vivendo sul DOC, possano competere con le abilità dei batteri (Wright e Hobbie, 1966), ma che piuttosto possano cibarsi di particelle estremamente piccole. D'altra parte molti dinoflagellati eterotrofi marini non sono mai stati visti contenere materiale ingerito anche se questo può essere spiegato con il meccanismo di digestione extracellulare. Tra i dinoflagellati capaci di crescere unicamente con sostanza organica disciolta in coltura ricordiamo *Crypthecodinium cohnii, Oxyrrhis marina, Noctiluca scintillans* e *Gyrodinium lebourii*, tutti capaci anche di fagotrofia.

Parassiti. Un'ampia varietà di parassiti infettano gli organismi marini giocando un ruolo importante, ma poco conosciuto, nell'ecologia dell'oceano (Coats e Heisler, 1989). Nonostante si sappia che batteri, funghi e protozoi possono infettare protisti planctonici, dati sull'abbondanza, distribuzione ed ecologia di questi parassiti sono particolarmente limitati.

I parassiti possono avere una grande influenza sulle popolazioni di protisti perché è estremamente difficile per questi sviluppare un'immunità (Anderson e May, 1981). Si conoscono dinoflagellati parassiti interni di altri organismi (endoparassiti) o esterni (ectoparassiti) (Coats, 1999).

I dinoflagellati dei generi *Dubosquella, Duboscquodinium,* e *Amoebophrya* sono endoparassiti di ciliati, radiolari e altri dinoflagellati (Cachon e Cachon, 1987). *Duboscquella* normalmente parassita i ciliati tintinnidi tanto da uccidere l'ospite e l'infezione viene normalmente trasmessa passivamente, quando le dinospore, uno stadio flagellato, vengono ingerite da altri possibili ospiti (Cachon, 1964). Una volta all'interno dell'ospite la spora, differenziata in uno stadio vegetativo detto trofonte, cresce di misura e forma una grande massa all'interno del citoplasma del ciliato. In molte specie di *Duboscquella* la maturazione del trofonte porta ad elaborati processi morfogenetici che terminano con l'ingestione di molto, se non tutto, il citoplasma dell'organismo infettato. Il parassita, una volta uscito dall'ospite, passa attraverso una serie di rapide divisioni cellulari che producono da centinaia a migliaia di dinospore flagellate infettive. In alcuni campioni del Mediterraneo Cachon (1964) ha riportato un infezione che ha colpito fino al 100% dei ciliati tintinnidi causando il declino della popolazione. Questo è supportato dell'osservazione che il genere *Duboscquella* è molto abbondante nei tintinnidi durante il declino di questa popolazione (Verity, 1986). Confrontando colture di microzooplancton *in situ* ed *in vitro*, Stoecker *et al.* (1983) attribuiscono il basso tasso di crescita di *Favella* sp. in campioni di acqua al parassita *Duboscquella* sp. Un esperimento su *Eutintinnus pectinis* e *Dubosquella cachoni* evidenzia la crescita del

parassita parallelamente alla scomparsa dell'ospite (Coats, 1988). Coats *et al.* (1994) precisano come l'infezione di *Eutintinnus pectinis* da parte del dinoflagellato *Duboscquella cachoni* possa eliminare fino al 50% dello "standing stock" dei tintinnidi in Chesapeake Bay. L'impatto annuale di questo parassita sulla popolazione ospite è stimato essere equivalente a quello del copepode *Acartia tonsa* (Coats e Heisler, 1989).

Numerosi altri dinoflagellati eterotrofi sono parassiti di ciliati loricati e aloricati (Cachon e Cachon, 1987). Tra questi *Duboscquella aspida* infetta un grande numero di tintinnidi come *Coxliella lacinosa, Cadonella campanula, Favella ehrenbergii* e *Eutintinnus fraknoii* (Cachon, 1964). *Duboscquella aspida* non è specifico per l'ospite ma appare più frequentemente in *Favella* spp. che in altri tintinnidi (Cachon, 1964). La fase intracellulare raggiunge la maturità in circa 21 h a 30^0C e consuma circa il 35% della biomassa dell'ospite. L'infezione non è letale, ma numerose *D. aspida* sono state trovate nel citoplasma dell'ospite ed il loro numero è direttamente collegato al livello di infezione.

Amoebophrya ceratii è un dinoflagellato eterotrofo parassita intracellulare obbligato di altri dinoflagellati presenti in Nord Atlantico, in Nord Pacifico, e nel mare Mediterraneo. Non è un parassita specifico e la sua infezione è stata riportata in più di 15 generi, incluse alcune forme tossiche. I dinoflagellati infettati da *A. ceratii* non riescono più a riprodursi e vengono spesso uccisi dal parassita. E' stata avanzata l'ipotesi che questo parassita potrebbe servire come agente per un controllo biologico dei "bloom" di dinoflagellati tossici. L'infezione di *A. ceratii* inizia quando le dinospore, lo stadio biflagellato libero del parassita, si attaccano all'esterno e penetrano nel citoplasma dell'ospite. Anche 12 dinospore possono attaccare un singolo ospite, ma raramente più di una raggiunge la maturità. A maturità il trofonte rompe la parete dell'ospite e si trasforma in uno stadio vermiforme molto mobile che si divide e produce numerose dinospore infettive. Cachon (1964) riporta che le concentrazioni maggiori di *Amoebophrya ceratii* si hanno verso la fine dei "bloom" di dinoflagellati. Alte infezioni, 30-40% in *Gonyaulax cantenella* e 80% in *Ceratium fusus,* sono state notate in Nord America dove il parassitismo di *A. ceratii* è legato al rapido declino della popolazione dell'ospite ed è considerato un importante fattore nel prevenire la formazione di "bloom". Solo il 2% di *Dinophysis norvegica* delle coste della nuova Scozia è infettato da *A. ceratii*, mentre l'infezione raggiunge il 50% in *Scrippsiella trochoidea*. La popolazione di *Gymnodinium sanguineum* in Chesapeake Bay è regolarmente infettata dal dinoflagellato parassita *Amoebophrya ceratii* (Coats e Bockstahler, 1994). L'infezione si sviluppa all'interno del nucleo di *G. sanguineum* ed è sempre letale per l'ospite. Il tempo di generazione è di circa 40 h a 23°C, con una fase trofonte intracellulare che dura 39.5 ± 0.3 h, e una fase extracellulare vermiforme che dura per circa 20 min. Vicino alla superficie la presenza di *G. sanguineum* può superare 1000 cellule/ml. Dinoflagellati parassitati sono stati contati nel 75% dei campioni dove l'abbondanza degli ospiti era ≥ 1 per ml. Il massimo di infezione è generalmente osservata parecchi metri sotto l'accumolo superficiale di *G. sanguineum* ed è sempre ristretta ad una regione limitata, vicino al picnoclino. Il parassita uccide fino all'8% di *G. sanguineum* al giorno indicando come in questo caso il parassita non sembra essere il maggior fattore che regola il "bloom" di *G. sanguineum*.

Alcuni dinoflagellati sono ectoparassiti ed utilizzano strutture altamente specializzate per attaccare il loro ospite. Gli ectoparassiti hanno spesso diversi effetti sui loro ospiti variando dalla sterilizzazione alla morte ed alcune specie che infettano pesci possono causare una seria minaccia per l'acquacoltura (Nigrelli, 1989). La letteratura

sui dinoflagellati parassiti è cresciuta considerevolmente negli ultimi dieci anni grazie soprattutto ai problemi che causano alle avannotterie (Colorni, 1998).

I dinoflagellati parassiti *Amyloodinium ocellatum* e *Crepidoodinium* spp. sono spesso presenti nelle popolazioni naturali e il parassita delle uova di pesce, *Ichthyodinium chaberlardi*, è stato di frequente segnalato lungo le coste del Portogallo. *Ichthyodinium chaberlardi* uccide le uova che attacca ed è l'unico dinoflagellato parassita che influisce significativamente sui popolamenti naturali di pesce. *Crepidoodinium* spp. sembra causi pochi danni al suo ospite e *A. ocellatum* normalmente non uccide l'ospite in natura (Kuperman *et al.*, 1999). Similmente un dinoflagellato senza nome che infetta lo spinarello (*Gasterosteus* sp.) dell'isola della regina Carlotta, British Columbia, raggiunge picchi del 99% senza visibili effetti sui suoi ospiti (Reimchen e Buckland-Nicks, 1990).

Crepidoodinium spp. è parassita specifico di un ristretto numero di pesci. *Crepidoodinium australe* infetta esclusivamente *Sillago ciliata*, mentre *Crepidoodinium cyprinodontum* parassita cinque specie di ciprinodonti con una preferenza spiccata per *Fundulus majalis*, e non è mai stato rinvenuto in pesci non ciprinodonti (Lawler 1967, 1968a, b).

In sistemi chiusi *A. ocellatum* è uno dei più persistenti patogeni ectoparassiti di pesci marini di acqua temperata (Paperna, 1980, 1984). Esso è il responsabile delle estese morie in acquari (Dempster, 1955) e ha causato significative perdite in allevamenti intensivi. Lawler (1980) riporta la morte di 300000 stadi giovanili di *Morone saxatilis*, equivalente al 75-80% dello stock, causato in due giorni da questo dinoflagellato. Perdite anche maggiori (fino al 100%) sono state registrate in più occasioni da Barbaro e Francescon (1985) e Sandifer *et al*. (1993). *A. ocellatum* non mostra una preferenza specifica per alcune specie di pesce, l'infezione viene infatti riportata per almeno 100 specie appartenenti a più di 40 famiglie (Lom, 1981) ed è stato inoltre riportato come iperparassita di un parassita trematode sulla pelle di *Sparus aurata* (Colorni, 1994). Alcune specie sono meno suscettibili all'infezione, diventando resistenti con l'età (Lawler, 1980) e producendo grandi quantità di muco. E' possibile mantenere in coltura le diverse fasi del ciclo vitale di *A. ocellatum* (Noga, 1987, 1989; Oestmann e Lewis, 1995) e questo ha permesso un incremento nella conoscenza di questo parassita.

Conclusioni

I dinoflagellati eterotrofi sono abbondanti in molti ambienti marini e la loro biomassa può essere equivalente a quella di altri gruppi, come i ciliati, o perfino più abbondante. Molti degli attuali modelli di catena trofica marina, che si basano sulla relazione tra le dimensioni dei predatori e della preda, non possono essere applicati ai dinoflagellati. Si sa infatti che gli eterotrofi sono in grado di ingerire un'ampia varietà di prede con dimensioni anche tre volte maggiori rispetto alle loro.

La distinzione tra le varie forme, fototrofe, mixotrofe ed eterotrofe, risulta complicata e talvolta ambigua, ma indispensabile per una caratterizzazione reale della catena trofica marina, e, poiché le forme fototrofe e quelle eterotrofe risultano spesso ugualmente abbondanti, sarà di fondamentale importanza prestare molta attenzione anche alle forme mixotrofe.

La strada da percorrere sembra ancora lunga e complessa, ma fondamentale per riconoscere e classificare i dinoflagellati in modo da porli in un livello trofico corretto.

È comunque importante sottolineare come già da ora è necessario distinguere i dinoflagellati eterotrofi dalle forme fototrofe e, quando si vogliono stimare i flussi energetici all'interno della rete trofica marina, si devono escludere i dinoflagellati eterotrofi dalle liste del fitoplancton.

Summary

Heterotrophic dinoflagellates are ubiquitous and abundant protists in marine environment. Recently several novel predator-prey relationships between heterotrophic dinoflagellates and other planktonic organisms have been discovered.

They are predators on a wide array of prey, including phytoplankton, other dinoflagellates, ciliates, copepods eggs, and early naupliar stage. Three types of feeding mechanisms are known in dinoflagellates: direct engulfment, pallium feeding, and tube feeding. Direct engulfment is mainly found among naked species (e.g. *Gymnodinium, Gyrodinium*), however some thecate species have been shown to use this feeding mechanism as well. These feeding mechanisms allow the ingestion of relatively large prey. Pallium feeding has only been described for heterotrophic thecate species (e.g. *Protoperidinium, Diplopsalis* group). Tube feeding is commonly found among both naked and thecate species of mixotrophic and heterotrophic dinoflagellates (e.g. *Amphidinium, Dinophysis*). The ability of dinoflagellates to ingest prey is dependent on a number of factors, including prey size, chemoattraction, prey recognition, and the swimming behavior of the prey. Feeding behavior involves several steps prior to ingestion, including precapture behavior, capture, and prey manipulation.

Little can be said about the evolution of feeding mechanisms in dinoflagellates. While direct engulfment and tube feeding are found in several higher level groups of dinoflagellates, pallium feeding has a more restricted distribution. The common ultrastructural basis for peduncle and pallium construction suggests that the pallium resulted from a specialization of a peduncle-bearing ancestor.

Although most dinoflagellates are free living, there are many that are parasitic, some having serious consequences for aquatic animals. Many are ectoparasites that use highly specialized structures to attach to their host and feed, while other are intracellular parasites that feed by osmotrophy. Parasistic dinoflagellates often have adverse effects on their host that can lead to reproductive castration or death. The ecolgical importance of parasitic dinoflagellates influence the structure and function of the microbial food web and species that infect fish can pose threats to aquaculture.

The newly discovered predator-prey relationship may influence our conventional view of energy flow and carbon cycling in the marine planktonic community. To further understand the correct trophic marine web it is necessary to explore the ecological roles of heterotrophic dinoflagellates and from now on it is indispensable to separate them from phytoplankton lists.

Ringraziamenti

Desidero ringraziare la Prof. Serena Fonda Umani per la rilettura critica del testo.

Bibliografia

ANDERSON R.M., MAY R.M. (1981) – The population dynamics of microparasities and their invertebrate hosts. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci*., **291**: 451-524.

ANRAKU M., OMORI M. (1963) – Preliminary survey of the relationship between the feeding habit and structure of the mouth-parts of marine copepods. *Limnol. Oceanogr*., **8**: 116-126.

AZAM F., FENCHEL T., FIELD J.G., GRAY J.S., MEYER-REIL L.A., THINGSTAD F. (1983) – The ecology role of water-column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **10**: 257-263.

BAILEY K.M., CANINO M.F., NAPP J.M., SPRING S.M., BROWN A.L. (1995) – Contrasting years of prey levels, feeding condition and mortality of larval walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) in the western Gulf of Alaska. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **119**: 11-23.

BALECH E. (1976) - Clave Ilustrada de Dinoflagelados Antarcticos. *Instituto antarctico argentino*, **11**: 100.

BARBARO A., FRANCESCON A. (1985) - Parassitosi da *Amyloodinium ocellatum* (Dinophyceae) su larve di *Sparus aurata* allevate in un impianto di riproduzione artificiale. *Oebalia*, **11** (2): 745-752.

BEERS J.R., REID F.M.H., STEWART G.L. (1975) – Microplankton of the North Pacific Gyre. Population structure and abundance, June 1973. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol*., **60**: 607-638.
BEERS J.R., REID F.M.H., STEWART G.L. (1982) – Seasonal abundance of the microplankton population in the North Pacific Central Gyre. *Deep-Sea Res*., **29**: 227-245.
BIECHELER B. (1952) – Recherches sur les peridiniens. *Bull. Biol. Fr. Belg*., **36**: 1-149.
BJORNSEN P.K., KUPARINEN J. (1991) - Growth and herbivory by heterotrophic dinoflagellates in the Southern Ocean, studied by microcosm experiments. *Mar. Biol*., **109**: 397-405.
BOCKSTAHLER K.R., COATS D.W. (1993a) - Spatial and Temporal Aspects of Mixotrophy in Chesapeake Bay Dinoflagellates. *J. Euk. Microbiol*., **40** (1): 49-60.
BOCKSTAHLER K.R., COATS D.W. (1993b) - Grazing of the mixotrophic dinoflagellate *Gymnodinium sanguineum* on ciliate populations of Chesapeake Bay. *Mar. Biol*., **116**: 477-487.
BUCK K.R., BOLT P.A., GARRISON D.L. (1990) - Phagotrophy and fecal pellet production by an athecate dinoflagellate in Antarctic sea ice. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **60**: 75-84.
BURKHOLDER J.M., GLASGOW H.B. JR., LEWITUS A.J. (1998) - Physiological ecology of *Pfiesteria piscicida* with general comments on "Ambush-predator" dinolagellates. In: Anderson D.M., Cembella A.D., Hallegraeff G.M. (eds), *Physiological ecology of harmful algal blooms*: 175-191.
BUSKEY E.J. (1997) - Behavioral components of feeding selectivity of the heterotrophic dinoflagellate *Protoperidinium pellucidum*. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **153**: 77-89.
CACHON J. (1964) – Contribution a l'étude des péridiniens parasites. Cytologie, cycles évolutifs. *Ann. Sci. Nat. Zool*., **6**: 1-158.
CACHON J., CACHON M. (1987) - Parasitic dinoflagellates. In: F.J.R. Taylor (ed), *The biology of dinoflagellates*: 571-610.
CALADO A.J., MOESTRUP Ø. (1997) – Feeding in *Peridiniopsis berolinensis* (Dinophyceae): new observations on tube feeding by an omnivourous, heterotrophic dinoflagellate. *Phycologia*, **36**: 47-59.
CALADO A.J., CRAVEIRO S.C., MOESTRUP Ø. (1998) – Taxonomy and ultrastructure of a freshwater, heterotrophic *Amphidinium* (Dinophyceae) that feeds on unicellular protists. *J. Phycol*., **34**: 536-554.
CANINO M.F., BAILEY K.M., INCZE L.S. (1991) – Temporal and geographic differences in feeding and nutritional condition of walleye pollock larvae *Theragra chalcogramma* in Shelikof Strait, Gulf of Alaska. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **79**: 27-35.
COATS D.W. (1988) - *Duboscquella cachoni* N. Sp., a Parasitic Dinoflagellate Lethal to Its Tintinnine Host *Eutintinnus pectinis*. *J. Protozool*., **35** (4): 607-617.
COATS D.W. (1999) - Parasitic life styles of marine dinoflagellates. *J. Euk. Microbiol*., **46** (4): 402-409.
COATS D.W., HEISLER J.J. (1989) - Spatial and temporal occurrence of the parasitic dinoflagellate *Duboscquella cachoni* and its tintinnine host *Eutintinnus pectinis* in Chesapeake Bay. *Mar. Biol*., **101**: 401-409.
COATS D.W., BOCKSTAHLER K.R. (1994) - Occurrence of the Parasitic Dinoflagellate *Amoebophrya ceratii* in Chesapeake Bay Populations of *Gymnodinium sanguineum*. *J. Euk. Microbiol*., **41** (6): 586-593.
COATS D.W., BOCKSTAHLER K.R., BERG G.M., SNIEZEK J.H. (1994) - Dinoflagellate infections of *Favella panamensis* from two North American estuaries. *Mar. Biol*., **119**: 105-113.
COLORNI A. (1994) - Hyperparasitism of *Amyloodinium ocellatum* (Dinoflagellida: Oodinidae) on *Neobenedenia melleni* (Monogenea: Capsalidae). *Dis. Aquat. Org*., **19**: 157-159.
COLORNI A. (1998) - Pathobiology of marine organisms cultured in the Tropics. In: *Tropical mariculture*: 209-245.
DEMPSTER R.P. (1955) - The use of copper sulfate as a cure for fish diseases caused by parasitic dinoflagellates of the genus *Oodinium*. *Zoologica*: *New York Zoological Society*, **40**: 133-138.
DODGE J.D., PRIDDLE J. (1987) - Species composition and ecology of dinoflagellates from the Southern Ocean near South Georgia. *J. Plankton Res*., **9** (4): 685-697.
ELBRÄCHTER M. (1991a) - Food uptake mechanisms in phagotrophic dinoflagellates and classification. In: D.J. Patterson, J. Larsen (eds), *The biology of free-living heterotrophic flagellates* : 303-12.
ELBRÄCHTER M. (1991b) - Faeces production by dinoflagellates and other small flagellates. *Mar. Micr. Food Web*, **5** (2): 189-204.

ELBRÄCHTER M., ZÖLFELL M. (1993) - Taxonomy and ecology of heterotrophic ice-flagellates. The Expedition ANTARKTIS X/3 of RV Polarsten in 1992. In: M. Spindler, G. Dieckmann, D. Thomas (eds), *Ber. Polarforsch*.: 26-29.

EL-SAYED S.Z. (1984) – Productivity of the Antarctic waters – a reappraisal. In: Holm-Hansen O., Bolis, Gilles R. (eds), *Marine Phytoplankton and Productivity. Lecture Notes on Coastal and Estaurine Studies*, Springer Verlag, Berlin: 19-34.

FENCHEL T. (1986) – The ecology of heterotrophic flagellates. *Adv. Microb. Ecol*., **9**: 57-97.

FONDA UMANI S. (2001) – Progetto di monitoraggio dell'Alto Adriatico. Interreg II. Rapporto annuale 1999/2000.

FONDA UMANI S., MONTI M., NUCCIO C. (1998) – Microzooplankton biomass distibution in Terra Nova Bay, Ross Sea (Antartica). *Jour. Mar. Syst*., **17**: 289-303.

GAINES G., TAYLOR F.J.R. (1984) – Extracellular digestion in marine dinoflagellates. *J. Plankton Res*., **6**: 1057-1061.

GAINES G., ELBRÄCHTER M. (1987) - Heterotrophic nutrition. In: Taylor F.J.R. (ed), *The biology of dinoflagellates.* Blackwell, Oxford: 224-268.

GARRISON D.L, GOWING M.M., BUCK K.R., COALE S.L., THOMSEN H.A. (1986) – Microheterotrophs in the ice edge zone: an AMERIZ study. *Antarctic J.U.S*., **21**: 169-170.

GIFFORD D.J., DAGG M.J. (1988) – Feeding of the estuarine copepod *Acartia tonsa* Dana: carnivory vs herbivory in natural microplankton assemblages. *Bull. Mar. Sci*., **43**: 458-468.

GIFFORD D.J., DAGG M.J. (1991) – The microzooplankton-mesozooplankton link: consumption of planktonic protozoa by the calanoid copepods *Acartia tonsa* and *Neocalanus plumchrus* Murukawa. *Mar. microb. Food Webs*, **5**: 161-177.

GREY J., LAYBOURN-PARRY J., LEAKEY R.J.G., MCMINN A. (1997) - Temporal patterns of protozooplankton abundance and their food in Ellis Fjord, Princess Elizabeth Land, Eastern Antarctica. *Est. Coastal and Shelf Science*, **45**: 17-25.

HANSEN P.J. (1991a) - Quantitative importance and trophic role of heterotrophic dinoflagellates in a coastal pelagial food web. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **73**: 253-261.

HANSEN P.J. (1991b) - *Dinophysis* - a planktonic dinoflagellate genus which can act both as a prey and a predator of a ciliate. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **69**: 201-201.

HANSEN P.J. (1992) - Prey size selection, feeding rates and growth dynamics of heterotrophic dinoflagellates with special emphasis on *Gyrodinium spirale. Mar. Biol*., **114**: 327-334.

HANSEN P.J., NIELSEN T.G. (1997) - Mixotrophic feeding of *Fragilidium subglobosum* (Dinophyceae) on three species of *Ceratium*: effects of prey concentration, prey species and light intensity. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **147**: 187-196.

HANSEN P.J., CALADO A.J. (1999) - Phagotrophic mechanisms and prey selection in free-living dinoflagellates. *J. Eukaryot. Microbiol*., **46** (4): 382-389.

HAUSER D.C.R., LEVANDOWSKY M., HUNTER S.H., CHUNOSOFF L., HOLLWITZ J.S. (1975) - Chemosensory Responses by the Heterotrophic Marine Dinoflagellate *Crypthecodinium cohnii. Microb. Ecol*., **1**: 246-254.

HEWES C.D., HOLM-HANSEN O., SAKSHAUG E. (1985) – Alternate carbon pathways at lower trophic levels in the Antartic food web. In: Siegfried W.R., Condy P.R., Laws R.M. (eds), *Antarctic Nutrient Cycles and Food Webs*. Springer Verlag, Berlin: 277-283.

HOWELL-KUBLER A.N., LESSARD E.J., NAPP J.M. (1996) - Springtime microprotozoan abundance and biomass in the southeastern Bering sea and Shelikof Strait, Alaska. *J. Plankton Res*., **18**: 731-745.

JACOBSON D.M., ANDERSON D.M. (1986) - Thecate heterotrophic dinoflagellates: feeding behavior and mechanisms. *J. Phycol*., **22**: 249-258.

JACOBSON D.M., ANDERSON D.M. (1993) - Growth and grazing rates of *Protoperidinium hirobis* Abe`, a thecate heterotrophic dinoflagellate. *J. Plankton Res*., **15** (7): 723-736.

JACOBSON D.M., ANDERSEN R.A. (1994) – The discovery of mixotrophy in photosynthetic species of *Dinophysis* (Dinophyceae): light and electron microscopical observations of food vacuoles in *Dinophysis acuminata*, *D. norvegica* and two heterotrophic dinophysoid dinoflagellates. *Phycologia*, **33**: 97-110.

JAKOBSEN H.H., HANSEN P.J. (1997) - Prey size selection, grazing and growth response of the small heterotrophic dinoflagellate *Gymnodinium* sp. and the ciliate *Balanion comatum* – a comparative study. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **158**: 75-86.

JEONG H.J. (1994a) - Predation by the heterotrophic dinoflagellate *Protoperidinium* cf. *divergens* on copepod eggs and early naupliar stages. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **114**: 203-208.
JEONG H.J. (1994b) - Predation effects of the calanoid copepod *Acartia tonsa* on a population of heterotrophic dinoflagellate *Protoperidinium* cf. *divergens* in the presence of co-occurring red-tide dinoflagellate prey. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **111**: 87-97.
JEONG H.J. (1999) - The ecological roles of heterotrophic dinoflagellates in marine planktonic community. *J. Eukaryot. Microbiol*., **46** (4): 390-396.
JEONG H.J., LATZ M.I. (1994) - Growth and grazing rates of the heterotrophic dinoflagellates *Protoperidinium* spp. on red tide dinoflagellates. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **106**: 173-185.
JEONG H.J., LEE C.W., YIH W.H., KIM J.S. (1997) - *Fragilidium cf. mexicanum*, a thecate mixotrophic dinoflagellate which is prey for and a predator on co-occurring thecate heterotrophic dinoflagellate *Protoperidinium cf. divergens*. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **151**: 299-305.
KENDALL A.W., CLARKE M.E., YOKLAVICH M.M., BOEHLERT G.W. (1987) – Distribution, feeding and growth of larval walleye pollock, *Theragra chalcogramma*, from Shelikof Strait, Gulf of Alaska. *Fish. Bull*., **85**: 499-521.
KLEIN BRETELER W.C.M. (1980) – Continuous breeding of marine pelagic copepods in the presence of heterotrophic dinoflagellates. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **2**: 229-233.
KLEIN BLETELER W.C.M., GONZALEZ S.R. (1986) – Culture and development of *Temora longicornis* (Copepoda, Calanoida) at different conditions of temperature and food. *Syllogeus*, **58**: 71-84.
KLEIN BLETELER W.C.M., GONZALEZ S.R. (1988) – Influence of temperature and food concentration on body size, weight and lipid content of two calanoid copepod species. *Hydrobiologia*, **167/168**: 201-210.
KUPERMAN B.I., MATEY V.E., BARLOW S.B. (1999) – Ectommensal and parasitic protozoans on fish, polychaetes, and crustaceans from the Salton Sea. Abstract. *J. Euk. Microbiol*., **46** (6A).
LANDRY M.R. (1991) – Switching between herbivory and carnivory by the planktonic marine copepod *Calanus pacificus*. *Mar. Biol*., **65**: 77-82.
LARSEN J. (1988) – An ultrastructural study of *Amphidinium poecilochroum* (Dinophyceae), a small phagotrophic dinoflagellate feeding on small specie of criptophytes. *Phycologia*, **27**: 366-377.
LAWLER A.R. (1967) – *Oodinium cyprinodonontum* n. sp., a parasitic dinoflagellate on gill of Cyprinodontidae of Virginia. *Ches. Sci*., **8**: 67-68.
LAWLER A.R. (1968a) – Occurrence of the parasitic dinoflagellate *Oodinium cyprinodonontum* Lawler, 1967 in North Carolina. *Virginia J. Sci*., **19**: 240.
LAWLER A.R. (1968b) – New host record for the parasitic dinoflagellate *Oodinium cyprinodonontum* Lawler, 1967. *Ches. Sci*., **9**: 263.
LAWLER A.R. (1980) - Studies on *Amyloodinium ocellatum* (Dinoflagellata) in Mississipi Sound: natural and experimental hosts. *Gulf Research Reports*, **6** (4): 403-413.
LESSARD E.J. (1984) – *Oceanic heterotrophic dinoflagellates: distribution, abundance and role as microzooplankton.* Ph. D. thesis, University of Rhode Island: 144 pp.
LESSARD E.J. (1991) - The trophic role of heterotrophic dinoflagellates in diverse marine environments. *Mar. Microb. Food Webs*, **5** (1): 49-58.
LESSARD E.J., SWIFT E. (1985) - Species-specific grazing rates of heterotrophic dinoflagellates in oceanic waters, measured with a dual-label radioisotope technique. *Mar. Biol*., **87**: 289-296.
LESSARD E.J., SWIFT E. (1986) - Dinoflagellates from the North Atlantic classified as phototrophic or heterotrophic by epifluorescence microscopy. *J. Plankton Res*., **8**: 1209-1215.
LESSARD E.J., RIVKIN R.B. (1986) – Nutrition of microzooplankton and macrozooplankton from McMurdo Sound. *Antarct. J.U.S*., **21**: 187-188.
LESSARD E.J., MURREL M.C. (1996) - Distribution, Abundance and Size Composition of Heterotrophic Dinoflagellates and Ciliates in the Sargasso Sea near Bermuda. *Deep- Sea Res*., **43** (7): 1045-1065.
LESSARD E.J., MARTIN M.P., MONTAGNES D.J.S. (1996) - A new method for live-staining protists with DAPI and its application as a tracer of ingestion by walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) larvae. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **204**: 43-57.
LI A., STOECKER D.K., COATS D.W., ADAM E.J. (1996) – Ingestion of fluorescently labeled and phycoerythrin-containing prey by mixotrophic dinoflagellates. *Aquat. Microbial Ecol*., **10**: 139-147.

LOM J. (1981) – Fish invading Dinoflagellates: a synopsis of exiting and newly proposed genera. *Folia parasitologica* (Praha), **28**: 3-11.
LONSDALE D.J., HEINLE D.R., SEIGFRIED C. (1979) – Carnivourous feeding behavior of the adult calanoid copepod *Acartia tonsa* Dana. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., **36**: 235-248.
MONTI M., FONDA UMANI S. (2000) - Distribution of the main microzooplankton taxa in the Ross Sea (Antarctica): Austral Summer 1994. In: Ross Sea Ecology Italiantartide Expeditions (1987-1995), F.M. Faranda, L. Guglielmo, A. Ianora (eds), Springer-Verlag Berlin: 275-289.
MONTI M. (2001) - Heterotrophic dinoflagellates community in the Ross Sea Polynya (Antarctica). *XI International Congress of Protozoology. Salzburg, Austria. Abstract Book*: 87 pp.
NAKATAMI T. (1988) – Studies on the early life history of walleye pollock *Theragra chalcogramma* in Funka Bay and vicinity, Hokkaido. *Mem. Fac. Fish. Hakkaido Univ*., **35**: 1-45.
NIGRELLI R.F. (1989) - The morphology, cytology and life-history of *Oodinium ocellatum* Brown, a dinoflagellate parasite on marine fishes. *Zoologica*: *New York Zoological Society*, **12**: 129-164, IX plates.
NISHIYAMA T., HIRANO K. (1985) – Prey size and weight relations in larval walleye pollock (*Theragra chalcogramma*). *Bull. Plank. Soc. Jap*., **32**: 45-59.
NOGA E.J. (1987) - Propagation in cell colture of the dinoflagellate *Amyloodinium*, an ectoparasite of marine fishes. *Science*, **236**: 1302-1304.
NOGA E.J. (1989) - Colture conditions affecting the in vitro propagation of *Amyloodinium ocellatum*. *Dis. Aquat. Org*., **6**: 137-143.
NÖTHING E-M., VON BODUNGEN B. (1989) - Occurence and vertical flux of faecal pellets of probably protozoan origin in the southeastern Weddel Sea (Antarctica). *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **56**: 281-289.
NÖTHING E.M., GOWING M.M. (1991) – Late winter abundance and distribution of phaeodarian, radiolarians, other large protozooplankton and copepod nauplii in the Weddel Sea, Antarctica. *Mar. Biol*., **111**: 473-484.
OESTMANN D.J., LEWIS D.H. (1995) - A method for producing microbe-free *Amyloodinium ocellatum* (Brown) with Percoll. *Veterinary Parassitology*, **59**: 169-175.
OHMAN M.D., THEILACKER G.H., KAUPP S.E. (1991) – Immunochemical detection of predation on ciliate protists by larvae of the northern anchovy (*Engraulis mordax*). *Biol. Bull*., **181**: 500-504.
PAFFENHOFER G.A., KNOWLES S.C. (1980) – Omnivorousness in marine planktonic copepods. *J. Plankton Res*., **2**: 355-365.
PAPERNA I. (1980) - *Amyloodinium ocellatum* (Brown, 1931) (Dinoflagellida) infestations in cultured marine fish at Eilat, Red Sea: epizootiology and pathology. *Journal of Fish Diseases*, **3**: 363-372.
PAPERNA I. (1984) - Chemical control of *Amyloodinium ocellatum* (Brown 1931) (Dinoflagellida) infections: in vitro tests and treatment trials with infected fishes. *Acqauculture*, **38**: 1-18.
PAPERNA I., BAUDIN LAURENCIN F. (1979) - Parasitic infections of sea bass, *Dicentrarchus labrax*, and gilt head sea bream, *Sparus aurata*, in mariculture facilities in France. *Aquaculture*, **16**: 173-175.
PORTER K.G., SHERR E.B., SHERR B.F., PACE M., SANDERS R.W. (1985) – Protozoa in planktonic food webs. *J. Protozool*., **32**: 409-415.
PRIDDLE J., HAWES I., ELLIS-EVANS J.C., SMITH T.J. (1986) – Antarctic aquatic ecosystems as habitats for phytoplankton. *Biol. Rev*., **61**: 199-238.
REIMCHEN T.E, BUCKLAND-NICKS J. (1990) – A novel association between an endemic stickleback and a parasitic dinoflagellate. 1. Seasonal cycle and host response. *Can. J. Zool*., **68**: 667-671.
SANDIFER P.A., HOPKINS J.S., STOKES A.D., SMILEY R.D. (1993) - Experimental pond grow-out of red drum, *Sciaenops ocellatus*, in South Carolina. *Aquaculture*, **118**: 217-228.
SCHNEPF E., ELBRÄCTHER M. (1992) - Nutritional strategies in dinoflagellates. A rewiew with emphasis on cell biological aspects. *Europ. J. Protistol*., **28**: 3-24.
SHAPIRO L.P., HAUGEN E.M., CARPENTER E.J. (1989) – Occurrence and abundance of green-fluorescing dinoflagellates in surface waters of the Northwest Atlantic and Northeast Pacific. *J. Phycol*., **25**: 189-191.
SHELDON R.W., NIVAL P., RASSOULZADEGAN F. (1986) – An experimental investigation of a flagellate-ciliate-copepod food chain with some observations relevant to the linear biomass hypothesis. *Limnol. Oceanogr*., **31**: 184-188.

SHERR E.B., SHERR B.F., PAFFENHOFER G-A. (1986) - Phagotrophic protozoa as food for metazoans: a "missing" trophic link in marine pelagic food webs? *Mar. Micr. Food Webs,* **1** (2): 61-80.

SIEBURTH J. M. (1979) – *Sea Microbes*. New York, Oxford Univ. Press: 491 pp.

SIEBURTH J.M., SMETACEK V., LENZ J. (1978) – Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnol. Oceanogr*., **23**: 1256-1263.

SKOVGAARD A. (1996) – Engulfment of *Ceratium* spp. (Dinophyceae) by the thecate photosynthetic dinoflagellate *Fragilidium subglobosum*. *Phycologia*, **35**: 400-409.

SMETACEK V. (1981) – The annual cycle of protozooplankton in the Kiel Bight. *Mar. Biol*., **63**: 1-11.

SPERO H.J. (1985) – Chemosensory capabilities in the phagotrophic dinoflagellate *Gymnodinium fungiforme*. *J. Phycol.*, **21**:181-184.

STOECKER D.K., CAPUZZO J.M. (1990) – Predation on protozoa: its importance to zooplankton. *J. Plankton Res.,* **12**: 891-908.

STOECKER D.K., DAVIS L.H., PROVAN A. (1983) – Growth of *Favella* sp. (Ciliata: Tintinnina) and other microzooplankters in cages incubated in situ and comparison to growth in vitro. *Mar. Biol*., **75**: 293-302.

STOECKER D.K., SANDERS N.K. (1985) – Differential grazing by *Acartia tonsa* on a dinoflagellate and a tintinnid. *J. Plankton Res*., **7**: 85-100.

TAYLOR F.J.R. (1987) – Ecology of dinoflagellates. A general and marine ecosystem. In: F.J.R. Taylor (ed), *The Biology of Dinoflagellates*, Blackwell Scientific Publications: 398-502.

VERITY P.G. (1986) – Grazing of phototrophic nanoplankton by microzooplankton in Narragansett Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **29**: 105-115.

VERITY P.G, STOECKER D.K., SIERACKI M.E., BURKILL P.H., EDWARDS E.S., TRONZO C.R. (1993) – Abundance, biomass and distribution of heterotrophic dinoflagellates during the North Atlantic spring bloom. *Deep Sea Research*, **40** (1/2): 227-244.

WILCOX L.W., WEDEMAYER G.J. (1991) - Phagotrophy in the freshwater, photosynthetic dinoflagellate *Amphidinium cryophilum*. *J. Phycol.*, **27**: 600-609.

WOOD E.J.F. (1956) – Fluorescence microscopy in marine microbiology. *J. Cons. Int. Explor. Mer*., **21**: 6-7.

WRIGHT R.T., HOBBIE J.E. (1966) – Use of glucose and acetate by bacteria and algae in aquatic ecosystems. *Ecology*, **47**: 447-464.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 332-339

G. Zagami, M. Campolmi, P. Donato, A. Granata

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina
Università di Messina, Salita Sperone, 31 – 98166 S. Agata, Messina, Italia.

DISTRIBUZIONE SPAZIO-TEMPORALE DELLO ZOOPLANCTON NELL'ADRIATICO CENTRO-SETTENTRIONALE

ZOOPLANKTON SPATIO-TEMPORAL DISTRIBUTION IN NORTH-CENTRAL ADRIATIC SEA

Abstract

The distribution of zooplankton community in the Adriatic Sea, near to Ancona, from Senigallia to Porto-Recanati, was analysed on the basis of 106 samples collected during four seasonal cruises. The spatio-temporal distribution of zooplankton was analysed in relation to variability of physico-chemical parameters of the water masses and seasonal cycles in abundances of the main species. In the neritic system two subsystems were identified, called coastal zones and offshore, characterized by different ecological features.

Key-words*: zooplankton, copepods, distribution, Adriatic sea.*

Introduzione

Il mar Adriatico rappresenta, da oltre un secolo, una delle aree del Mediterraneo più intensamente studiate; per un'ampia sintesi bibliografica degli studi sulla comunità zooplanctonica si possono consultare i lavori di Fonda Umani e Specchi, 1979; Fonda Umani *et al.,* 1992.

Le caratteristiche morfologiche ed idrologiche dell'Adriatico influenzano la distribuzione spazio-temporale dello zooplancton. In particolare, per la componente a copepodi, in base all'associazione di specie, dominanti in aree differenti, sono state identificate tre caratteristiche comunità adriatiche, definite estuarina, costiera ed oceanica (Hure *et al.*, 1980).

L'area di studio, essendo posizionata tra l'Adriatico Settentrionale, eutrofico e povero di specie e l'Adriatico Meridionale, oligotrofico e ricco di specie, presenta un comunità zooplanctonica con caratteristiche ecologiche intermedie, a causa dell'alternante influenza dei bacini limitrofi.

Scopo della presente ricerca è la descrizione delle variazioni spazio-temporali della comunità zooplanctonica del sistema neritico dell'area anconetana in relazione alla struttura fisica delle masse d'acqua.

Materiali e metodi

I campionamenti di zooplancton sono stati eseguiti nel corso di quattro campagne stagionali (agosto 1996; marzo 1997; ottobre 1997; maggio 1998) nell'area anconetana compresa tra Senigallia e Porto Recanati (Fig. 1).

I campioni di zooplancton sono stati prelevati su stazioni fisse, collocate generalmente su tre o quattro transetti, orientati perpendicolarmente alla linea di costa. L'estensione di ogni transetto è stata compresa tra la batimetrica dei 10 m e quella dei 60-70 m. Su ogni transetto sono state posizionate sei o dieci stazioni distanziate tra loro di circa 3 miglia. Nell'intero ciclo di campionamento sono stati prelevati 106 campioni di zooplancton.

Nelle stazioni nelle quali è stato registrato un netto picnoclino sono stati eseguiti due campionamenti verticali, relativi alle due masse d'acqua stratificate.

I campionamenti sono stati eseguiti mediante la rete WP2, equipaggiata con un flussimetro della Hydrobios e un sistema a chiusura della rete. A bordo, subito dopo

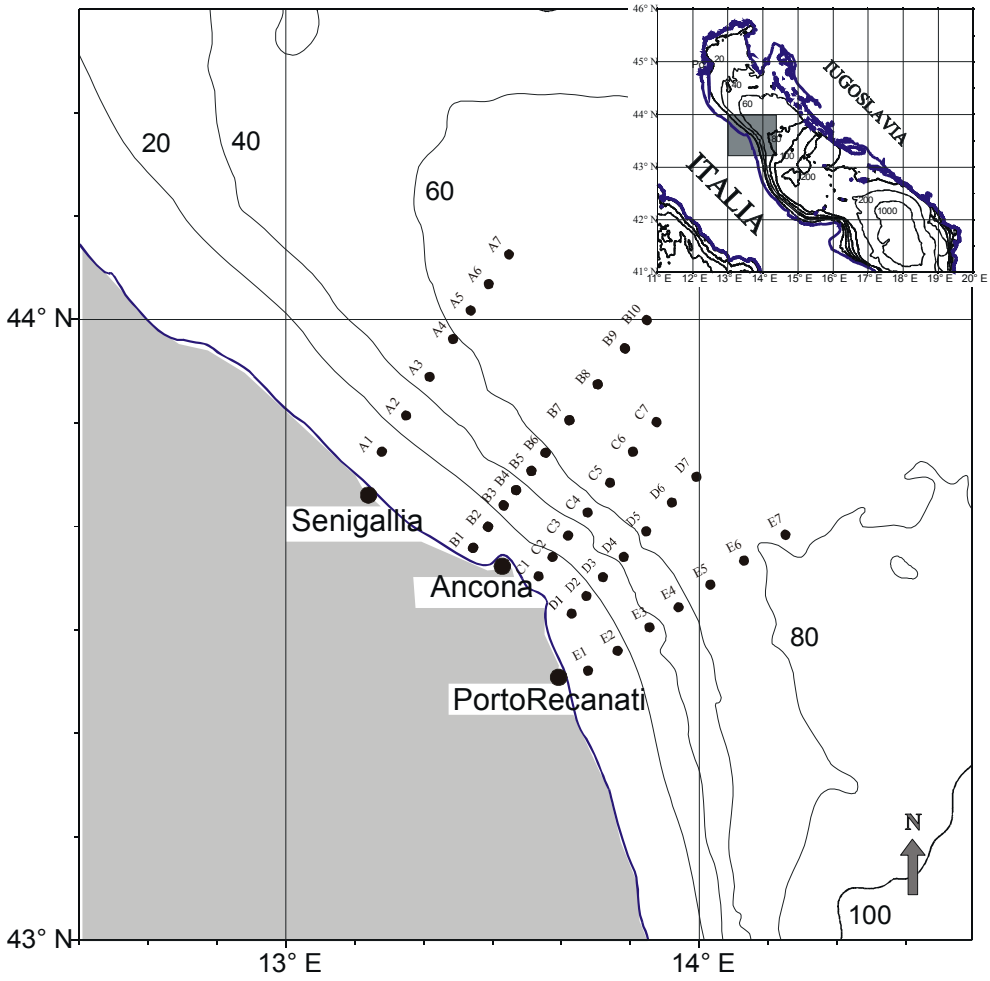


Fig. 1 - Area di studio.
Study area.

il prelievo, i campioni sono stati fissati con formalina tamponata al 4%. In laboratorio è stato eseguito il conteggio degli esemplari zooplanctonici, su subcampioni varianti tra 1/10 e 1/20 del campione, il quale, a sua volta, è stato osservato interamente per le specie occasionali. I gruppi tassonomici identificati a livello di specie sono stati: copepodi (adulti e copepoditi IV-V stadio), cladoceri e sifonofori; tutti gli altri gruppi sono stati classificati a livello di taxa superiore.

Dalle matrici dei dati, campione-taxa zooplanctonici, nei quali sono state identificate le specie dei copepodi, cladoceri e sifonofori, sono state ricavate le matrici delle distanze, utilizzando la dissimilarità di Bray-Curtis; con esse si è proceduto all'analisi dei cluster ottenuti con il metodo "complete linkage". Nelle figure relative ai cluster, i campioni etichettati con la lettera e numero si riferiscono a quelli prelevati in tutta la colonna d'acqua, i campioni con la lettera, numero, x o y, si riferiscono a quelli prelevati, rispettivamente, sopra e sotto il picnoclino; mentre i campioni in cui è stata aggiunta la lettera R, sono relativi a stazioni ripetute. Questo lavoro è stato realizzato nell'ambito del programma sulla salvaguardia del mare Adriatico (PRISMA 2).

Risultati

Nel periodo compreso dalla primavera all'inizio dell'autunno, l'intero ecosistema neritico è caratterizzato da una netta stratificazione termo-alina delle masse d'acqua e un picnoclino che si stabilisce intorno alla profondità di 15-20 m circa, con un'estensione verso il largo delle acque superficiali più calde e diluite (20-25°C; 35-37 PSU) della fascia costiera sino alla batimetrica dei 70 m circa; mentre, al di sotto di esse si trova la massa d'acqua più fredda e salata (13-15°C; 38,00-38,20 PSU), che dalla batimetrica dei 20-30 m circa si estende verso il largo e in profondità. In prossimità del fondo, inoltre, è stata riscontrata la corrente profonda nord-adriatica (NadDW) che scorre verso Sud. In inverno, a causa del rimescolamento della colonna d'acqua e della minore portata del Po, la fascia costiera può essere assente o ristretta nelle immediate vicinanze della costa, cosi che, l'intero ecosistema neritico si presenta come un unico sistema (Russo, com. pers.).

La comunità zooplanctonica, nel mese di maggio 1998, ha fatto registrare alti valori medi di abbondanza, sia nella fascia costiera (9161 ± 6756 ind/m^3) che in quella del largo (3750 ± 1147 ind/m^3). In questo periodo stagionale, lo zooplancton è stato nettamente dominato dai copepodi, che hanno costituito, nell'intera area di campionamento, l'80% circa di tutta la comunità zooplanctonica; seguiti, in ordine di abbondanza numerica, da larve di invertebrati, cladoceri, appendicolarie, sifonofori e chetognati. Nell'insieme dei campioni della fascia costiera, raggruppati nel cluster A (Fig. 2), il popolamento a copepodi è risultato composto principalmente da *Paracalanus parvus*, *Acartia clausi* e *Oithona similis*, che insieme hanno costituito il 71% dei copepodi (Fig. 3a). Nei campioni della fascia del largo, raggruppati nel cluster B (Fig. 2), le specie più rappresentate dei copepodi sono state *Oithona plumifera*, *Temora longicornis*, *Oncaea media*, *Calanus helgolandicus* e *Ctenocalanus vanus*, che insieme hanno costituito il 79% del popolamento a copepodi (Fig. 3 b).

Nel mese di agosto 1996, la comunità zooplanctonica, rispetto alla primavera, ha presentato valori medi di abbondanza numerica leggermente più bassi nella fascia costiera (8419 ± 3575 ind/m^3) e generalmente simili in quella del largo (3861 ± 1519 ind/m^3). In questo periodo lo zooplancton è stato fortemente dominato dai cladoceri, che hanno costituito l'80% ed il 64% della comunità zooplanctonica, rispettivamente della fascia costiera e al largo. Il mantenimento degli alti valori estivi di abbondanza zooplanctonica è determinato essenzialmente da *Penilia avirostris*. I copepodi invece subiscono, rispetto al periodo primaverile, un forte decremento numerico rappresentando l'11% e il 19%, rispettivamente nella fascia costiera e al largo. Ad agosto, nell'insieme dei campioni della fascia costiera, che hanno costituito il cluster A (Fig. 4), lo zooplancton è caratterizzato dalle più grandi abbondanze di *P. avirostris*, mentre il popolamento a copepodi è nettamente dominato da *P. parvus* e *T. stylifera*, che insieme hanno costi-

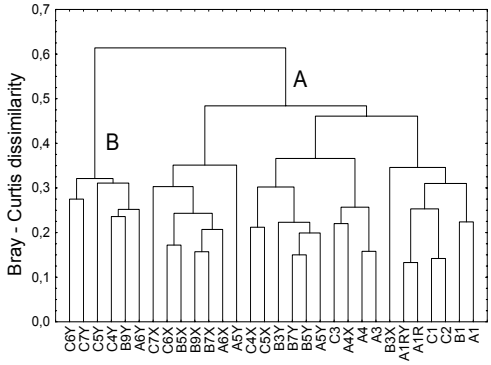


Fig. 2 - Dendrogrammi dei campioni di zooplancton prelevati nel maggio 1998.
Dendrogram of classification for zooplankton samples collected in May 1998.

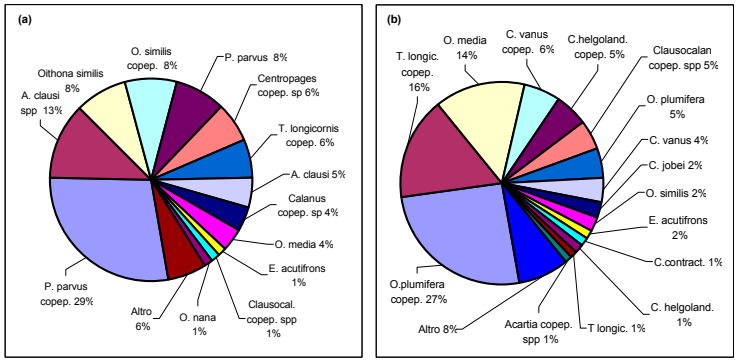


Fig. 3 - Composizione media percentuale delle principali specie di copepodi delle fasce costiere (a) e del largo (b), maggio 1998.
Mean percentage composition of main copepod species of the coastal zones (a) and offshore (b), in May 1998.

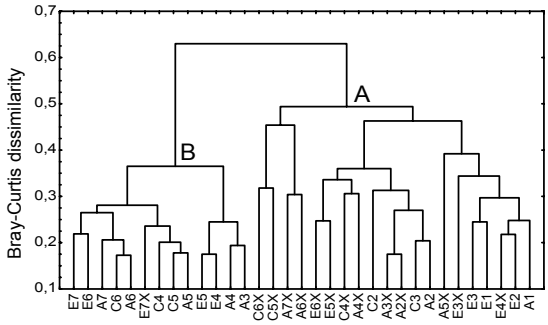


Fig. 4 - Dendrogrammi dei campioni di zooplancton prelevati nel mese di agosto 1996.
Dendrogram of classification for zooplankton samples collected in August 1996.

tuito il 76% dei copepodi (Fig. 5 a). L'insieme dei campioni della fascia del largo, che ha costituito il cluster B (Fig. 4), è caratterizzato dalla riduzione dell'abbondanza di *P. avirostris* e da una maggiore omogeneità nella composizione media percentuale tra un più alto numero di specie neritiche (*C. vanus*, *C. helgolandicus*, *O. plumifera* e *C. jobei* – Fig. 5 b), che si ritrovano maggiormente diffuse nell'area più esterna del sistema neritico e, in particolare, nella massa d'acqua al di sotto del picnoclino.

Nel mese di ottobre 1997, la struttura della comunità zooplanctonica del sistema neritico ha assunto una fisionomia tipica di inizio autunno, caratterizzata da un decremento di abbondanza media (6850 ± 4175 ind/m^3 per la fascia costiera e 1989 ± 884 ind/m^3 per quella del largo), dovuto in larga misura alla componente a cladoceri. A causa dell'incremento di *T. stylifera* i copepodi (48%) sono risultati prevalenti sui cladoceri (37%). I campioni della fascia costiera hanno costituito il cluster A, mentre quelli della fascia del largo, il cluster B (Fig. 6). Il popolamento a copepodi della fascia costiera è stato principalmente costituito da *T. stylifera*, *Oncaea* spp, *Euterpina acutifrons* e *P. parvus*; mentre quello del largo da *O. plumifera*, *P. elongatus*, *C. vanus*, *O. media*, *T. longicornis* (Fig. 7 a, b).

Nel mese di marzo 1997 lo zooplancton, rispetto alle altre stagioni, ha presentato i valori più bassi di abbondanza media (3351 ± 2128 ind/m^3). La struttura della comunità zooplanctonica è stata nettamente dominata dai copepodi, seguiti da larve di invertebrati e appendicolarie.

In questo periodo, la distribuzione spaziale della comunità zooplanctonica, nell'intera area oggetto di studio, non ha presentato differenziazioni, per cui la cluster analisi non ha separato altrettanto chiaramente le comunità del largo da quelle costiere (Fig. 8). Il popolamento a copepodi è stato costituito, principalmente, da forme giovanili dei generi *Oithona*, *Paracalanus*, *Calanus*, *Acartia* e *Centropages* (Fig. 9 a, b), senza nette distinzioni tra la fascia costiera e quella del largo. Nel periodo tardo-invernale, inoltre, sono state osservate, occasionalmente, alcune specie di copepodi, tipiche di acque pelagiche, come *Pleuromamma gracilis*, *Lucicutia flavicornis*, *Neocalanus gragilis* e *Clausocalanus pergens*, caratterizzate da un'ampia distribuzione verticale.

Conclusioni

Dall'analisi dei risultati si possono trarre alcune osservazioni relative alla distribuzione spazio-temporale della comunità zooplanctonica del sistema neritico dell'area anconetana.

Nel periodo che va dalla primavera all'inizio dell'autunno, nell'ecosistema neritico si possono distinguere due sub-sistemi, definiti area costiera e area del largo, caratterizzati da differenti proprietà ecologiche. Il sub-sistema costiero, nei periodi più caldi dell'anno, è caratterizzato da alte abbondanze zooplanctoniche, da un più alto grado di dominanza nella composizione delle specie dei copepodi, da un'associazione di specie opportuniste e da un più marcato modello di successione stagionale, sia tra le specie dei copepodi che tra copepodi e cladoceri.

Nel periodo primaverile si ha la netta dominanza dei copepodi con *P. parvus* e *A. clausi*, specie opportuniste caratterizzate da un'ampia distribuzione spaziale, essendo state riscontrate in un intervallo che va dalle acque interne salmastre (Ferrari *et al.*, 1985) alle acque superficiali del sistema pelagico (Scotto di Carlo *et al.*, 1984). Le suddette specie, in corrispondenza degli alti valori di produzione primaria, tipici della stagione primaverile, presenterebbero un più alto tasso di reclutamento, come osservato, per *A. clausi*, da Ianora (dati non pubblicati), definendo con la loro abbondanza

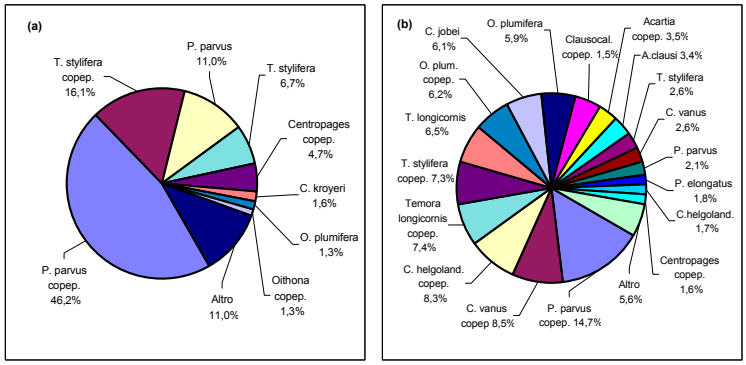


Fig. 5 - Composizione media percentuale delle principali specie di copepodi delle fasce costiere (a) e del largo (b), agosto 1996.

Mean percentage composition of main copepod species of the coastal zones (a) and offshore (b), August 1996.

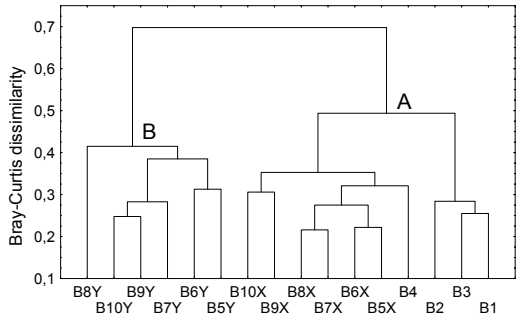


Fig. 6 - Dendrogrammi dei campioni di zooplancton prelevati nel mese di ottobre 1997.

Dendrogram of classification for zooplankton samples collected in October 1997.

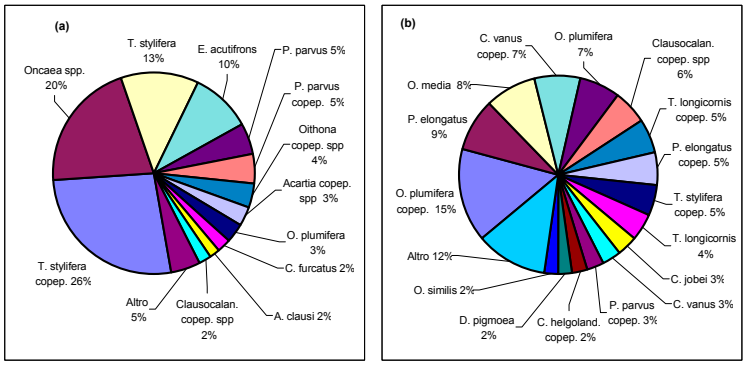


Fig. 7 - Composizione media percentuale delle principali specie di copepodi delle fasce costiere (a) e del largo (b), ottobre 1997.

Mean percentage composition of main copepod species of the coastal zones (a) and offshore (b), October 1997.

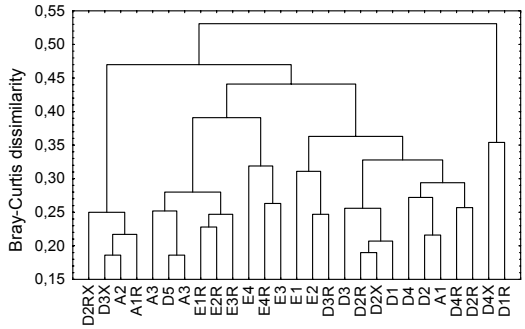


Fig. 8 - Dendrogrammi dei campioni di zooplancton prelevati nel mese di marzo 1997.
Dendrogram of classification for zooplankton samples collected in March 1997.

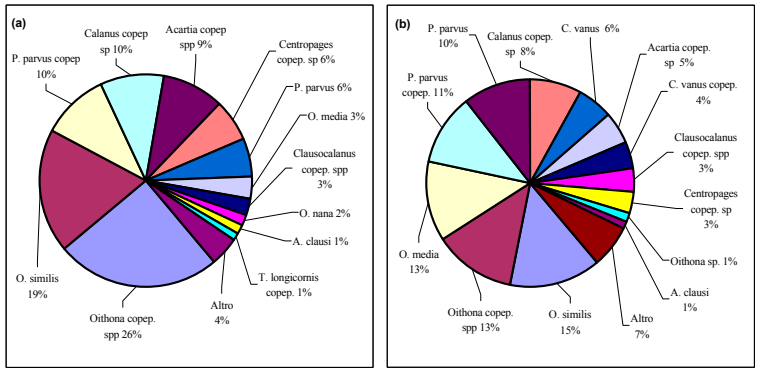


Fig. 9 - Composizione media percentuale delle principali specie di copepodi delle fasce costiere (a) e del largo (b), marzo 1997.
Mean percentage composition of main copepod species of the coastal zones (a) and offshore (b), March 1997.

la fisionomia dello zooplancton del sistema neritico. Nel periodo estivo, al decremento numerico dei copepodi, i quali hanno sincronizzato i loro cicli stagionali sulla componente microfitoplanctonica, costituita principalmente dalle diatomee (Cataletto, 1990), segue il forte incremento dei cladoceri, fitratori fini, che in corrispondenza degli alti valori della frazione nanofitoplanctonica, costituita da piccoli fitoflagellati, si riproducono per partenogenesi e, in particolare, con *P. avirostris*, specie tipica di acque diluite, dominano lo zooplancton dell'area costiera.

All'inizio dell'autunno i copepodi ritornano ad essere la componente più abbondante dello zooplancton, sia per la riduzione dei cladoceri che per il forte incremento di *T. stylifera*, specie termofila, che nel periodo tardo-estivo inizia il suo ciclo biologico annuale.

Il sub-sistema del largo, nel suddetto periodo, presenta una minore abbondanza zooplanctonica, un maggior grado di omogeneità nella composizione delle specie dei copepodi e una associazione di specie come *C. vanus*, *C. helgolandicus*, *O. plumifera* e *O. media*, caratterizzate da una minore distribuzione spaziale, poiché si stabiliscono prevalentemente in acque con minori oscillazioni dei parametri chimico-fisici.

Nel mese di marzo, il sistema neritico è costituito da bassi valori di abbondanza

zooplanctonica e dalla dominanza dei copepodi. Il popolamento a copepodi, in questo periodo tardo-invernale, è caratterizzato da una maggiore equiripartizione nella composizione media percentuale tra un maggior numero di specie neritiche dei generi *Oithona*, *Calanus*, *Centropages* e *Clausocalanus*, le quali si succedono durante l'anno, con basse abbondanze, caratterizzando ciascuna un differente periodo stagionale (Scotto di Carlo *et al.,* 1985). L'intero sistema oggetto di studio, nei mesi invernali, a causa del rimescolamento della colonna d'acqua, si presenta, generalmente, come un unico sistema.

I differenti modelli di distribuzione spazio-temporale delle specie della comunità zooplanctonica del sistema neritico, lentamente regolati nel lungo processo di coevoluzione, tendono a smorzare gli effetti negativi della competizione interspecifica, particolarmente in un sub-sistema sovraffollato come quello della fascia costiera.

Summary

Within the framework of the PRISMA 2 project, four oceanographic cruises were carried out in Adriatic Sea, near Ancona, from Senigallia to Porto Recanati.

The spatio-temporal distribution of the zooplankton was analysed in relation to the variability of physical parameters of the water masses and seasonal cycles in abundances of the species. In the neritic system two subsystems were identified, coastal zones and offshore, characterized by different ecological features. During the warm period of the year, in the coastal zone, the zooplankton is characterized by a small number of opportunistic copepod species, such as, *A. clausi*, *P. parvus*, *T. stylifera*, and cladocerans, (*P. avirostris*); on the contrary, offshore, there was a more homogeneous copepod species composition, mostly represented by *C. vanus*, *O. plumifera*, *C. helgolandicus*, and *O. media*. During late-winter period, the zooplankton was characterized by a more equal distribution among the copepod species of the neritic system. In this period of the year, in consequence of water column mixing, the whole neritic ecosystem reduces to only one system.

Ringraziamenti

Si ringrazia il Sig. Bonanzinga Vincenzo per la sua collaborazione nell'elaborazione grafica e statistica dei dati.

Bibliografia

CATALETTO B. (1990) – *Analisi delle relazioni intercorrenti fra le frazioni fito-micro-mesozooplanctoniche dal marzo 1986 al marzo 1989 nel Golfo di Trieste.* Tesi laurea, Sci. Biol., Univ. Trieste: 99 pp.

FERRARI I., CANTARELLI M.T., MAZZOCCHI M.G., TOSI L. (1985) – Analysis of a 24-hour cycle of zoopankton sampling in a lagoon of the Po River Delta. *J. Plankton Res*., **7**: 849-865.

FONDA UMANI S., SPECCHI M. (1979) - Primi risultati di una bibliografia sullo zooplancton dell'Adriatico. *Nova Thalassia,* Suppl., **3**: 49-88.

FONDA UMANI S., FRANCO P., GHIRARDELLI E., MALEJ A. (1992) – Outline of oceanographic and the plankton of the Adriatic Sea. In: Colombo G. (ed), *Marine Eutrophication and Population Dynamics*. Procedings of the 25th EMBS. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark: 347-365.

HURE J., IANORA A., SCOTTO DI CARLO B. (1980) – Spatial and temporal distribution of copepod communities in the Adriatic Sea. *J. Plankton Res*., **2**: 295-316.

SCOTTO DI CARLO B., IANORA A., FRESI E., HURE J. (1984) – Vertical zoonation patterns for Mediterranean copepods from the surface to 3000 m at a fixed station in the Tyrrhenian Sea. *J. Plankton Res*., **6**: 1031-1056.

SCOTTO DI CARLO B., TOMAS C.R., IANORA A., MARINO D., MAZZOCCHI M.G., MODIGH M., MONTRESOR M., PETRILLO L., RIBERA D'ALCALA' M., SAGGIOMO V., ZINGONE A. (1985) – Uno studio integrato dell'ecosistema pelagico costiero del Golfo di Napoli. *Nova Thalassia,* **7**: 99-128.

Lavoro effettuato con finanziamento n° 9602173 del CNR.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 340-349

R. Coen

Via Poli, 29 – 00187 Roma, Italia.

VENT'ANNI DOPO: LO ZOOPLANCTON DEI LAGHI PONTINI (FOGLIANO, MONACI E CAPROLACE)

TWENTY YEARS LATER: ZOOPLANKTON OF PONTINI LAKES (FOGLIANO, MONACI AND CAPROLACE)

Abstract

Zooplankton samples were collected monthly from February 2000 through January 2001 in the following brackish lakes: Fogliano, Monaci and Caprolace (Circeo National Park), repeating a study done in 1983. The holoplankton shows a species association of genus Acartia *(Copepoda: Calanoida), much more numerous than previously. Six species are present:* A. margalefi, A. latisetosa, A. clausi, A. discaudata *var.* mediterranea, A. italica *and* A. grani. *The last two species are present for the first time.* A. margalefi *is the most abundant and predominates in Fogliano and it can be considered an autochthonous species;* A. latisetosa *predominates in Monaci and* A. italica *in Caprolace.*

The meroplankton, most abundant during the spring, consists in bivalve, gastropoda, polychaete and decapoda larvae: Caprolace presents also a huge numbers of phoronids larvae.

Key-words*: zooplankton community, coastal lagoons,* Acartia *species association.*

Introduzione

In questo lavoro, nell'ambito degli studi finanziati dal Parco Nazionale del Circeo relativi alle zoocenosi (plancton, benthos e necton) dei laghi pontini, vengono presentati i risultati ottenuti dall'analisi del popolamento zooplanctonico e i dati ottenuti vengono messi a confronto con quanto emerso dall'indagine svolta circa venti anni fa (Ardizzone *et al*., 1982-1984, 1991).

I laghi salmastri di Fogliano, Monaci e Caprolace sono situati lungo la costa laziale, circa 80 km a sud di Roma e fanno parte del Parco Nazionale del Circeo (Fig. 1). Le loro rispettive superfici sono di 412, 95 e 230 ettari e la loro profondità media è di circa 1 metro. I laghi di Fogliano e Caprolace comunicano con il mare per mezzo di una foce; la foce del lago Monaci, invece, si apre su rio Martino e per evitare l'ingresso delle sue acque inquinate vengono chiuse le paratie di comunicazione in alta marea, e durante il periodo estivo viene pompata acqua dal mare. L'unico apporto di acqua dolce è rappresentato dalle acque di dilavamento dalle zone circostanti e per il lago di Fogliano dalle acque dal rio Cicerchia (la cui portata è strettamente influenzata dal regime delle piogge e pertanto è spesso in secca) che si versano nella zona nord- est del lago. Per un esame più dettagliato delle caratteristiche geologiche, morfologiche ed idrologiche di questi laghi si rimanda al lavoro di AA.VV. (2001) e Gravina e Giangrande (1983-84).

Le prime informazioni sullo zooplancton dei laghi di Fogliano, Monaci e Caprolace risalgono agli anni subito successivi alla bonifica della pianura pontina (Cannicci, 1939); seguono poi i lavori di De Angelis (1956) e di Cannicci (1962) dai quali si rileva come allora ci fossero condizioni di oligoalinità evidenziate dalla presenza di specie per lo più dulcaquicole e salmastre. Già le indagini da noi condotte nel 1983 hanno evidenziato la presenza di specie per lo più di origine neritica per una progressiva tendenza ad un aumento della salinità delle acque (Ardizzone *et al.,* 1982-1984, 1991) e lavori più

recenti (Giorgi *et al*., 1996; AA.VV., 2001; Mariani, 2001) confermano questa tendenza verso una condizione attuale di poli-iperalinità.

Materiali e metodi

I campioni di zooplancton sono stati prelevati mensilmente da febbraio 2000 a gennaio 2001 nelle stesse stazioni e con la stessa frequenza delle indagini condotte nel 1983: nei laghi di Fogliano e di Caprolace nelle stazioni F4 e C2 prospicienti le rispettive foci, e F1 e C4 in zone più interne; nel lago dei Monaci l'unica stazione M2 è situata al centro del lago (Fig. 1). Dopo il rilevamento dei dati relativi alla temperatura e alla salinità delle acque veniva trainato in superficie un retino con vuoto di maglia di 200 micron munito di contaflusso. I campioni fissati con formalina neutra sono stati osservati al microscopio per l'identificazione ed il conteggio dei taxa; i valori sono stati poi riportati come numero di individui per metro cubo di acqua filtrata.

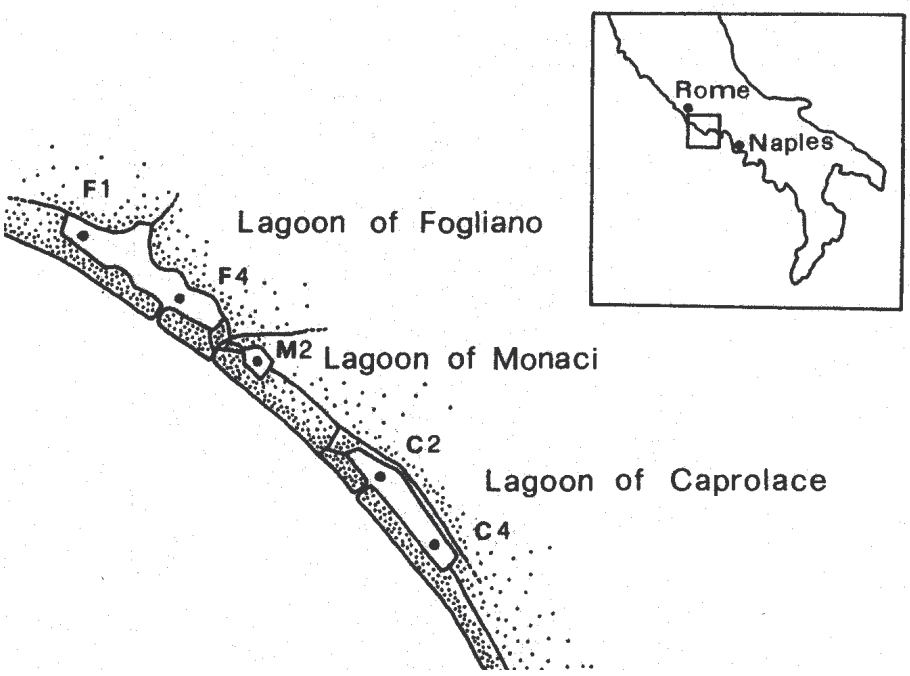


Fig. 1 - Laghi Pontini esaminati con indicate le stazioni di campionamento dello zooplancton (F = Fogliano, M = Monaci; C = Caprolace).
Pontini lakes with zooplankton sampling sites (F = Fogliano, M = Monaci; C = Caprolace).

Risultati

I taxa identificati nei tre laghi sono elencati nella Tab. 1. In tutti i laghi sono abbondanti nei mesi di marzo e aprile larve di bivalvi, gasteropodi, policheti e decapodi; numerose uova e larve di pesci caratterizzano inoltre il meroplancton di Fogliano, larve

di cirripedi quello di Monaci e larve di foronidei quello di Caprolace. Quest'ultimo lago presenta una maggiore diversità specifica ed una più abbondante componente meroplanctonica rispetto agli altri due laghi. I popolamenti zooplanctonici sono tutti caratterizzati da una componente oloplanctonica più abbondante rispetto a quella meroplanctonica. A caratterizzare la componente oloplanctonica di tutti i laghi è la presenza di individui adulti (numerosi anche i maschi) e giovanili di specie congeneriche di *Acartia* (Copepoda: Calanoida) (Fig. 2). L'importanza quantitativa e l'andamento mensile di questo genere all'interno del popolamento zooplanctonico totale dei singoli laghi vengono evidenziati in Fig. 3. Adulti e giovanili di *Acartia* rappresentano insieme il 99,5% del popolamento totale campionato nelle due stazioni a Fogliano, il 96% del popolamento di Monaci ed il 76,6% ed il 60,9% delle due stazioni rispettivamente C2 e C4 a Caprolace. Sono presenti, in ordine di abbondanza le specie A. *margalefi*, *A. italica, A. latisetosa, A. clausi, A. discaudata* var. *mediterranea, A. grani*; alcune di queste specie sono presenti tutto l'anno e frequentemente tra loro associate (Tab. 2). Lavori precedenti hanno già evidenziato la presenza di associazioni di *Acartia* in questi laghi (Coen e Mazzocchi, 1985; Giorgi *et al*., 1996). *A. italica* e *A. grani* vengono invece segnalate per la prima volta nei laghi pontini; la prima, endemica del mar Mediterraneo (Steuer, 1910; Crisafi e Crescenti, 1972; Belmonte *et al.*, 1989; Krsinic *et al*., 2000), rappresenta un'importante frazione del popolamento primaverile a Fogliano e a Caprolace; la seconda, presente anche in ambienti salmastri atlantici (Alcaraz, 1983; Castel e Courties, 1982), compare con pochi individui solo nel lago di Fogliano dal mese di novembre. Il contributo percentuale degli adulti, evidenziato per le tre specie più abbondanti, è rappresentato nella Fig. 4: a Fogliano domina *A. margalefi*, a Monaci *A. latisetosa,* a Caprolace *A. italica*.

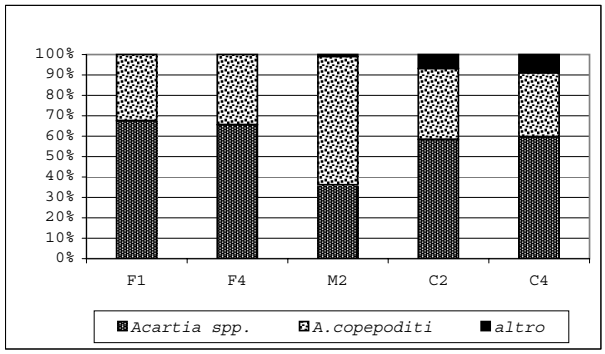


Fig. 2 - Composizione percentuale del popolamento oloplanctonico campionato nelle diverse stazioni nel 2000.
Year 2000: holoplankton percentages composition at different sampling sites.

Altre specie di copepodi neritici quali *Paracalanus parvus*, *Centropages kroyeri*, *Labidocera brunescens* e *Oithona nana,* frequenti soprattutto a Caprolace, sono presenti solo con pochi individui. Tra i cladoceri solo *Podon polyphemoides* è presente sia a Caprolace che a Monaci con un discreto numero di individui in primavera.

Per quanto riguarda il confronto con la situazione mesologica del 1983 la salinità risulta diminuita nei valori minimi e aumentata in quelli massimi e la temperatura aumentata nei valori minimi (Tab. 3).

Il popolamento zooplanctonico totale campionato nelle diverse stazioni dei tre laghi nei due diversi periodi di osservazione è rappresentato nella Fig. 5 dalla quale se ne evidenzia rispetto al passato, un marcato aumento quantitativo a Fogliano, una diminuzione a Monaci ed un leggero aumento a Caprolace.

I popolamenti zooplanctonici presentano oggi, come allora, densità elevate in primavera; a Monaci e a Caprolace si registra un picco di abbondanza a maggio con valori rispettivamente di $22{,}5 \times 10^3$ ind./mc in M2 e di $13{,}1 \times 10^3$ ind./mc in C2*:* il popolamento del lago di Fogliano oltre al picco primaverile registrato nel mese di aprile di 66, 6×10^3 ind./mc nella stazione F4, ne presenta un altro nel mese di dicembre (dopo un periodo di intense piogge), con le densità più elevate tra quelle registrate in tutti i laghi e che raggiungono in F1 il valore di circa 150×10^3 ind./mc. Nei mesi estivi di luglio e agosto lo zooplancton è molto scarso in tutti i laghi e mentre a Caprolace si registra in autunno un moderato aumento della densità del popolamento zooplanctonico, non però cosi' evidente come a Fogliano, nel lago Monaci il popolamento rimane assai scarso per tutto il successivo periodo di osservazione (Fig. 3)

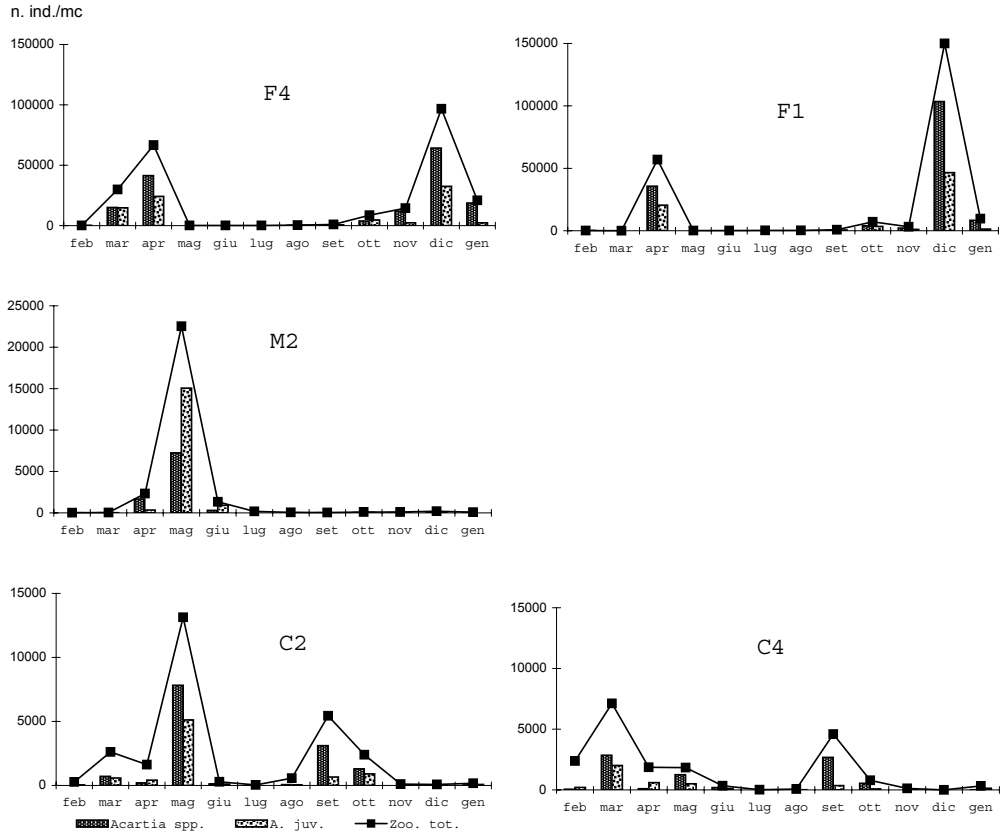


Fig. 3 - Andamento mensile del popolamento zooplanctonico: evidenziate con gli istogrammi le abbondanze degli adulti e dei copepoditi del genere *Acartia*.

Total zooplankton monthly variations; the histograms represent adults and juveniles of the Acartia *genus.*

Tab. 1 - Elenco delle unità sistematiche presenti nei campioni di zooplancton (F=Fogliano, M=Monaci, C=Caprolace).
Zooplankton collected taxa (F=Fogliano,M=Monaci, C=Caprolace).

	F	M	C
Tintinnidi n.d.			+
Idromeduse n.d.	+	+	+
Rotiferi n.d.	+		+
Podon polyphemoides Leukart, 1859		+	+
Evadne spinifera Muller, 1867	+		+
Evadne tergestina Claus, 1862			+
Paracalanus parvus (Claus, 1863)	+		+
Temora juv.	+		+
Isias clavipes Bock, 1864			+
Centropages typicus Kroyer, 1849			+
Centropages kroyeri (Giesbrecht, 1892)	+	+	+
Centropages juv.	+		+
Labidocera brunescens (Czerniavsky, 1868)			+
Labidocera juv.	+	+	+
Acartia margalefi Alcaraz, 1976	+	+	+
Acartia italica Steuer, 1910	+	+	+
Acartia clausi Giesbrecht, 1889	+	+	+
Acartia latisetosa Kritschagin, 1873	+	+	+
Acartia discaudata var. *mediterranea* Steuer, 1929	+	+	+
Acartia grani Sars, 1904	+		
Acartia juv.	+	+	+
Oithona nana Giesbrecht, 1892	+		+
Oithona similis, Claus, 1866			+
Oithona juv.	+	+	+
Corycaeus juv.			+
Oncaea juv.			+
Euterpina acutifrons Dana, 1852	+	+	+
Ciclopoidi non determinati	+	+	+
Arpacticoidi non determinati	+	+	+
Nauplii copepodi	+	+	+
Sagitta spp.			+
Oikopleura spp.			+
Larve bivalvi	+	+	+
Larve gasteropodi	+	+	+
Larve policheti	+	+	+
Larve cirripedi	+	+	+
Larve decapodi	+	+	+
Larve foronidei			+
Larve briozoi	+		
Larve echinodermi			+
Larve ascidiacei	+	+	+
Uova pesci	+	+	+
Larve pesci	+	+	+

Tab. 2 - Associazioni di *Acartia* spp.
Acartia *spp. associations.*

		F	M	A	M	G	L	A	S	O	N	D	G
Acartia margalefi	*F4*	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Acartia italica			x	x	x	x	x				x		
Acartia latisetosa			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Acartia clausi		x									x		x
Acartia discaudata var.medit.			x			x							
Acartia grani													x
Acartia margalefi	*F1*	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x
Acartia italica		x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	
Acartia latisetosa		x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	
Acartia clausi		x										x	x
Acartia discaudata var.medit.		x	x	x						x		x	
Acartia grani											x	x	
Acartia margalefi	*M2*		x	x		x				x	x	x	x
Acartia italica			x	x				x		x	x		x
Acartia latisetosa			x	x	x	x		x	x	x	x		
Acartia clausi			x	x	x						x		
Acartia margalefi	*C2*		x	x	x	x		x	x	x		x	x
Acartia italica			x	x	x	x	x	x	x	x			x
Acartia latisetosa			x	x		x	x	x	x	x			
Acartia clausi		x	x	x	x				x				x
Acartia discaudata var.medit.			x	x			x	x					x
Acartia margalefi	*C4*		x	x	x	x				x	x		x
Acartia italica		x	x	x	x	x	x	x	x	x			
Acartia latisetosa			x	x	x	x		x	x	x	x		
Acartia clausi		x	x	x	x				x	x			x
Acartia discaudata var.medit.		x	x	x		x			x	x			

Tab. 3 - Valori minimi e massimi di temperatura e salinità registrati nei due periodi di campionamento.
Minimum and maximum temperature and salinity values during the two sampling periods.

	temperatura °C		Salinità ‰	
	1983	2000	1983	2000
	min./max.	min./max.	min./max	min./max.
F1	8,3/27,9	10,5/30	28/49,8	21/47
F4	9/29,5	11,8/29	28,4/44,3	21/48
M2	8,9/30,2	11/30,1	17,3/38,5	12,1/44
C2	9,2/29,8	11/30,5	32,9/43,1	22/47
C4	9,1/30,9	10,5/30,5	32,6/46,6	28/51

Conclusioni

I popolamenti zooplanctonici esaminati nel 2000, presentano rispetto al passato alcune differenze sia da un punto di vista quantitativo che qualitativo. I diversi valori quantitativi rilevati nei due periodi di osservazione sono determinati dalla comparsa di picchi mensili di abbondanze e non da una distribuzione omogenea nell'arco dell'anno.

Da un punto di vista qualitativo, nella precedente indagine i popolamenti dei tre laghi risultavano caratterizzati dalla presenza di quattro specie di *Acartia,* tra loro associate con minor frequenza rispetto ad oggi e con valori di abbondanza diversi (Fig. 6); *A. margalefi*, la specie più abbondante, caratterizzava i popolamenti primaverili dei tre laghi dominando nettamente a Monaci, dove era spesso associata con il copepode calanoide dulcacquicolo *Calanipeda aquaedulcis*, comune in acque salmastre iso e mesoaline (Carli e Crisafi, 1983), specie oggi del tutto assente nel lago. Oggi invece i popolamenti zooplanctonici di Fogliano, Monaci e Caprolace sono caratterizzati rispettivamente da *A. margalefi*, *A. latisetosa* e *A. italica.*

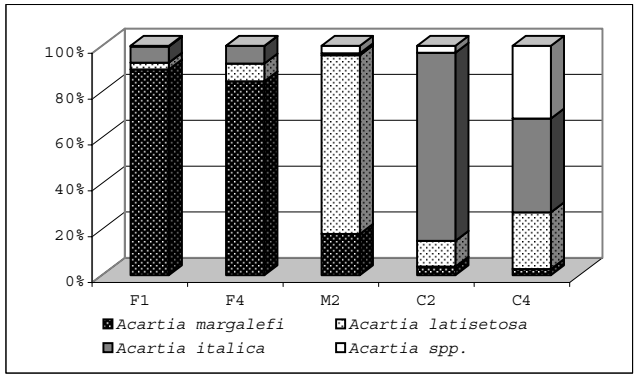


Fig. 4 - Distribuzione percentuale degli adulti del genere *Acartia* distinti per le tre specie più abbondanti e le altre tre specie presenti.
Percentage distribution of dominant adults Acartia *species.*

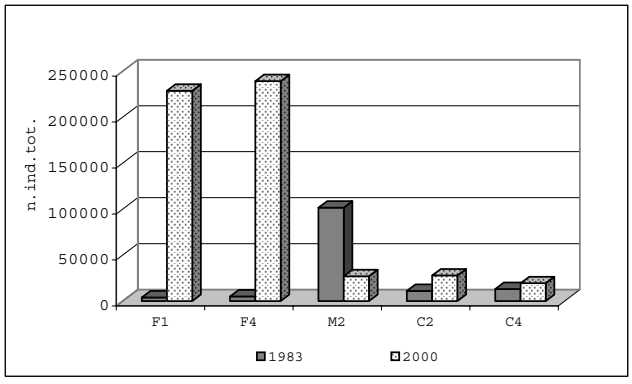


Fig. 5 - Confronto tra le quantità totali di zooplancton campionato nelle diverse stazioni nel 1983 e nel 2000.
Comparison between total zooplankton collected in 1983 and in 2000.

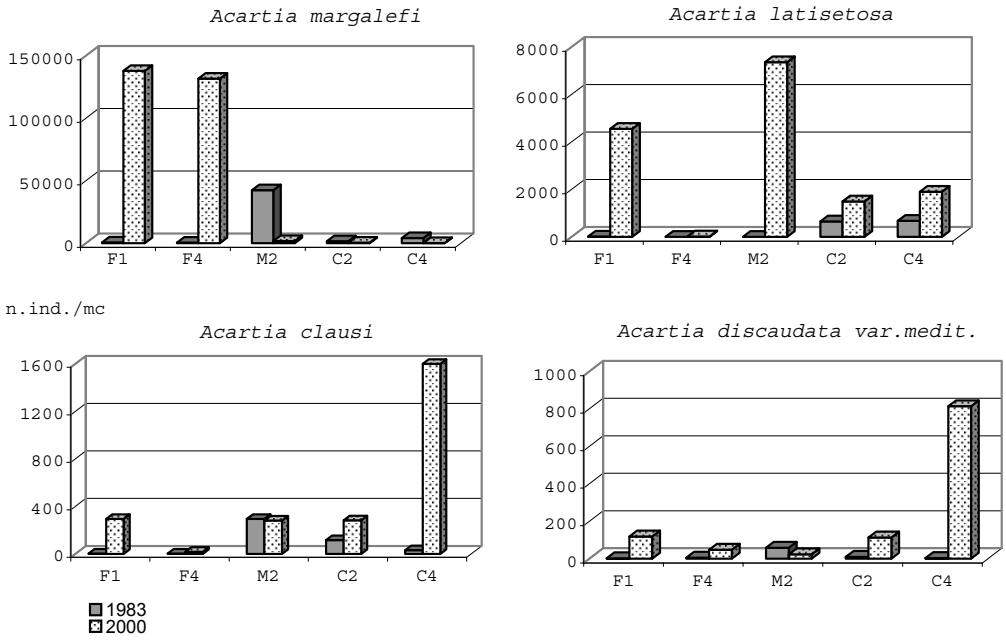


Fig. 6 - Confronto tra le abbondanze totali delle specie di Acartia campionate nelle diverse stazioni nei due periodi di osservazione (1983 e 2000).

Comparison between total abundances of Acartia species in two different periods (1983-2000).

Il genere *Acartia* comprende numerose specie, tutte filtratrici e caratterizzate da un'elevata valenza ecologica. Sono specie comuni in ambienti neritici con densità generalmente basse, ma in estuari, porti, lagune possono raggiungere densità elevate rappresentando la più importante frazione mesoplanctonica (Castro-Longoria e Williams, 1996; Paffenhofer e Stearns, 1988; Sei *et al*. 2000). In questi ambienti sono spesso tra loro associate, anche se si rinvengono segregate in relazione al gradiente di confinamento (Alcaraz, 1983). La loro presenza con densità elevate indica condizioni ambientali caratterizzate da grandi risorse trofiche sia sotto forma di fitoplancton che di detrito organico, (l'abbondanza del detrito organico sarebbe in grado secondo Miglietta *et al*. (1997), di sostenere "un numero superiore di zooplanctonti di quello sostenibile dal solo fitoplancton"), e finchè l'insieme delle condizioni ambientali biotiche e abiotiche lo consentono, queste specie coesistono senza entrare in competizione tra di loro.

Dai dati di letteratura più recenti sui laghi pontini si evidenzia una condizione di maggiore concentrazione di nutrienti e di clorofilla nelle acque di Fogliano rispetto a Caprolace e valori invece dei nutrienti nei sedimenti più elevati a Caprolace di Fogliano (Izzo *et al*., 1996) ed un numero di taxa fitoplanctonici superiore a Fogliano (85) rispetto sia a Monaci (25) che a Caprolace (40) (Fumanti *et al.,* 1996). Giorgi *et al*. (1996) in un lavoro condotto negli anni 1992-1993 sullo zooplancton di Fogliano evidenziano per questo lago la dominanza di *A. margalefi* associata talvolta ad *A. clausi*.

L'attuale distribuzione spazio temporale delle specie di *Acartia* sembra determinata, oltre che dalla qualità delle acque di ciascun lago, anche dalla biologia delle singole specie e particolarmente dalle loro strategie riproduttive (Boero, 1994). Per *A. clausi*, *A. italica*, *A. latisetosa,* e *A. grani*, come per altre specie di *Acartia* non presenti in questi laghi, è stata dimostrata la produzione, oltre che di uova subitanee a sviluppo immediato anche di uova durevoli che devono superare una fase refrattaria prima della schiusa (Belmonte, 1992, 1997; Fanelli *et al*., 1992; Miglietta *et al*., 1997).

A. margalefi può essere ormai considerata specie autoctona dei laghi pontini; la sua costante presenza, anche se limitata a pochi individui nel periodo estivo, l'improvviso picco di abbondanza a dicembre nel lago di Fogliano (dopo un intenso periodo di pioggia, con conseguente apporto di acqua dolce dal rio Cicerchia) permette di ipotizzare la produzione da parte di questa specie, anche di uova subitanee a "schiusa ritardata", come ipotizzato da Krsinic *et al.* (2000) per *A. italica* e dimostrato per *A. tonsa* da Chen e Marcus (1997), che le consentirebbero, in risposta a condizioni ambientali per lei favorevoli, di raggiungere densità elevate in tempi brevi.

Summary

A comparison between data regarding zooplankton samples of 2000 versus 1983 reveals a strong quantitative increase in Lake Fogliano, a smaller increase at Lake Caprolace, and a decrease at Lake Monaci. At Lake Fogliano and at Lake Caprolace the increase is due to greater abundance and variety of individuals belonging to genus *Acartia.* Lake Caprolace, in particular, reveals a greater component of meroplankton. At Lake Monaci, the population is greatly reduced in all its component.

Bibliografia

AA.VV. (2001) - I laghi costieri pontini e il mare dell'isola di Zannone. Università degli Studi di Roma "La Sapienza": Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo. Parco Nazionale del Circeo (Febbraio 2001): 102 pp.

ALCARAZ M. (1983) - Coexistence and segregation of congeneric pelagic copepods: spatial distribution of the *Acartia* complex in the ria of Vigo (NW of Spain) *J. Plankton Res*., **5** (6): 891-900.

ARDIZZONE G.D., COEN R., CORSI F., GRAVINA M.F., PELUSI P., SCALETTA F. (1982-1984) - Progetto laghi costieri. Relazione finale. Amministrazione Prov. le Latina, Università "La Sapienza" Facoltà Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali, Roma: 413 pp.

ARDIZZONE G.D., GRAVINA M.F., COEN R. (1991) - The ecology of coastal lagoons in central Italy. *Animal & Human Biology*, **2**: 69-106.

BELMONTE G. (1992) - Diapausa egg production in *Acartia* (Paracartia) *latisetosa* (Crustacea, Copepoda, Calanoida). *Bull. Zool*., **59**: 363-366.

BELMONTE G. (1997) - Resting eggs in the life cycle of *Acartia italica* and *A. adriatica* (Copepoda Calanoida, Acartiidae). *Crustaceana*, **70**: 114-117.

BELMONTE G., BENASSI G., FERRARI I. (1989) - L'associazione di quattro specie di *Acartia* nel lago di Acquatina (Basso Adriatico). *Oebalia*, **15** (1), N. S.: 519-522.

BOERO F. (1994) - Fluctuations and variations in coastal marine environments. *P.S.Z.N.I*: *Marine Ecology*, **15** (1): 3-25.

CANNICCI G. (1939) - Sulla distribuzione della *Poppella guernei* Richard (*Calanipeda aquae dulcis* Kritz.) negli stagni salmastri. *Inter. Rev. ges. Hydrobiol. Hydrogr.,* **38**: 489-503.

CANNICCI G. (1962) - Instabilità delle associazioni planctoniche in alcuni stagni salmastri della penisola italiana e della Sardegna in rapporto alle caratteristiche dell'habitat. *Pubb. Staz. Zool. Napoli*, **2** (Suppl.*)*: 349-367.

CARLI A., CRISAFI P. (1983) - Copepodi lagunari. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque lagunari e costiere italiane, *CNR, AQ/1/230*, **11**: 53 pp.

CASTRO-LONGORIA E., WILLIAMS J.A. (1996) - First report of the presence of *Acartia margalefi* (Copepoda: Calanoida) in Southampton Water and Horsea Lake, UK. *J. Plankton Res*., **18** (4): 567-575.

CASTEL J., COURTIES C. (1982) - Composition and differential distribution of zooplankton in Arcachon Bay. *J. Plankton Res*., **4** (3): 417-433.

CHEN F., MARCUS N.H. (1997) - Subitaneous, diapause, and delayed-hatching eggs of planktonic copepods from the Northern Gulf of Mexico: morphology and hatching success. *Marine Biology*, **127**: 587-597.

COEN R., MAZZOCCHI M.G. (1985) - Ritrovamento di *Acartia margalefi* Alcaraz 1976 (Copepoda: Calanoida) nel golfo di Napoli ed in laghi costieri laziali. *Oebalia,* **11**: 789-791.

CRISAFI P., CRESCENTI M. (1972) - Comportamento, morfologia, sviluppo, misure, confronti e revisioni di otto specie della famiglia Acartiidae, incontrate in acque inquinate soprattutto da scarichi industriali. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol*., **27**: 221-254.

DE ANGELIS C. (1956) - Osservazioni sul ciclo stagionale del plancton. *Boll. Pesca Pisc. Idrobio.,* **11** (2): 225-234.

FANELLI G., IANORA A., SANTELLA L. (1992) - Produzione di uova di diapausa nel ciclo biologico del copepode *Acartia latisetosa* (Kriczaguin, 1873) *Oebalia*, **17** (2) (Suppl.): 295: 302.

FUMANTI B., ALFINITO S., CAVACINI P. (1996) - Osservazioni preliminari sul fitoplancton dei Laghi di Fogliano, Monaci e Caprolace. *Atti Conf. Studi e ricerche sui laghi costieri del Parco Nazionale del Circeo (Fogliano, 1995)*: 81-91.

GIORGI U., MACCARONI A., MASSA F., CECCAROLI C., PANELLA S. (1996) - Alcune considerazioni preliminari sulla comunità zooplanctonica del Lago di Fogliano (1992-1993). *Atti Conf. Studi e ricerche sui laghi costieri del Parco Nazionale del Circeo (Fogliano, 1995)*: 93-101.

GRAVINA M.F., GIANGRANDE A. (1983-1984) - I popolamenti a policheti dei laghi pontini (Lazio). Polichaetes population in pontine lakes (Latium). *Nova Thalassia,* **6** (Suppl.): 315-324.

IZZO G., CREO C, GROSSO M., SILVESTRI C. (1996) - Indagine biogeochimica sui Laghi costieri di Fogliano e Caprolace. *Atti Conf. Studi e ricerche sui laghi costieri del Parco Nazionale del Circeo* (Fogliano, 1995): 15-23.

KRSINIC F., CARIC M., VILICIC D, CIGLENECKI I. (2000) - The calanoid copepod *Acartia italica* Steuer, phenomenon in the small saline Lake Rogoznica (Eastern Adriatic coast). *J. Plankton Res*., **22** (8): 1441-1464.

MARIANI S (2001) - Can spatial distribution of ichthyofauna describe marine influence on coastal lagoons? A central mediterranean case study. *Estuarine coastal and shelf Science*, **2** (52): 261-267.

MIGLIETTA A., BELMONTE G., HASANI L. (1997) - Stadi di resistenza di organismi planctonici presenti nei sedimenti del lago costiero di Butrinto (Albania Meridionale). *Biol. Mar. Medit*., **4** (1): 594-596.

PAFFENHOFER G.A., STEARNS D.E. (1988) - Why is *Acartia tonsa* (Copepoda Calanoida) restricted to nearshore enviroments? *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **42**: 33-38.

SEI S., FERRARI I., GHION F. (2000) - Monitoraggio delle condizioni ambientali delle Valli di Comacchio. Lo zooplancton. Risanamento e tutela delle valli di Comacchio fra conservazione ambientale e valorizzazine produttiva. *Atti del Convegno Scientifico,* Comacchio (Fe) 25/9/98.

STEUER A. (1910) - Plankton Copepoden aus dem Hafen von Brindisi. *Sitzungsber. K. Akad. Wiss. Wien Mathem. -naturw. Kl*., **119**: 591- 598.

Lavoro eseguito con finanziamento del Parco Nazionale del Circeo per conto del Dipartimento di Biologia Animale e Dell'Uomo. Università di Roma "La Sapienza".

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 350-357

M. Campolmi, G. Zagami, R. Pellerito*, A. Granata, A. Mazzola*

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina, Salita Sperone, 31
98166 S. Agata, Messina, Italia.
* Dipartimento di Biologia Animale, Università di Palermo, Italia.

VARIAZIONI SPAZIO-TEMPORALI DEL POPOLAMENTO A CALANOIDI IPERBENTONICI (CRUSTACEA: COPEPODA) IN UN AMBIENTE COSTIERO MEDITERRANEO

SPATIAL-TEMPORAL VARIATIONS OF THE HYPERBENTHIC CALANOID ASSEMBLAGE (CRUSTACEA: COPEPODA) IN A MEDITERRANEAN COASTAL ENVIRONMENT

Abstract

The spatial and temporal distribution of the "hyperbenthic" (bottom-living) Calanoid assemblage was studied in a shallow coastal environment. Samples were collected monthly at eleven stations with a plankton net; furthermore four day-night surveys were performed seasonally at one station. A benthic sledge was employed in order to assess vertical distribution of each species in different areas. The assemblage consists of seven species belonging to ancestral or little known families. They represents a low percentage (<2%) of the copepod community. Peaks in abundance were always recorded at night confirming the hypothesis of a daily migratory behaviour of these species.

Key-words*: hyperbenthos, Copepoda Calanoida, spatial-temporal variations, Mediterranean Sea.*

Introduzione

Nell'ambito di una ricerca sul mesozooplancton della fascia costiera della Sicilia occidentale, sono state rinvenute numerose specie di Calanoidi "iperbentonici" (che vivono nello strato d'acqua adiacente al fondo) appartenenti a famiglie tra le più ancestrali tra i copepodi (Arietellidae e Pseudocyclopidae) e a famiglie ancora poco conosciute (Stephidae e Ridgewayiidae). Lo studio di queste rare specie, la cui tassonomia ed ecologia tutt'oggi si conosce molto poco, specialmente nel Mediterraneo, si è rivelato particolarmente interessante sia dal punto di vista filogenetico che da quello e biogeografico. Nel corso di tale ricerca sono stati effettuati diversi primi ritrovamenti per il Mediterraneo (Campolmi *et al.*, 1999, 2000) e descritte due nuove specie (Zagami *et al*., 2000; Costanzo *et al*., 2000). Nel presente lavoro si riportano i primi dati sulle variazioni spazio-temporali, a medio e breve termine, del popolamento a Calanoidi iperbentonici rinvenuto nelle acque interne e antistanti allo Stagnone di Marsala (TP). Vengono fornite, inoltre, informazioni sulla distribuzione verticale delle singole specie in aree caratterizzate da diverso substrato e copertura vegetale.

Materiali e metodi

I campionamenti sono stati effettuati nella zona dello Stagnone di Marsala (37°52'N 12°28'E) con cadenza mensile, nel periodo gennaio-dicembre 1996, in tre aree di campionamento (Fig. 1): area di "Mare" (stazioni 1, 11) caratterizzata da una profondità di circa 5-6 m; area di "Bocca" (stazioni 8-10) ampiamente influenzata dal mare, con profondità di circa 1–2.5 m; "Area interna" (stazioni 2-7) a più lento ricambio col mare

e profondità di 0.5–1 m. Nella stazione 8 sono stati, inoltre, effettuati 4 cicli nictemerali di campionamento con cadenza stagionale (maggio, luglio, ottobre 1996 e marzo 1997). Le pescate di zooplancton sono state ripetute ogni 6 ore (maggio e luglio), e ogni 3 ore (ottobre e marzo), nell'arco di 24 ore. Per ciascun orario di campionamento sono state effettuate tre repliche. I prelievi mensili e nictemerali sono stati effettuati con un retino da plancton (vuoto di maglia 125 μm, bocca 40 cm di diametro), dotato di flussimetro. Le pescate sono state di tipo orizzontale (nello strato d'acqua compreso tra la superficie e la profondità di circa 1 m), filtrando circa 50-60 m^3 di acqua. Successivamente, sono stati effettuati dei campionamenti specifici nella zona iperbentonica, utilizzando una slitta da traino su fondo costituita da tre retini sovrapposti (ciascuno con altezza 15 cm, larghezza 45 cm, vuoto di maglia 200 μm), dotata di flussimetro. La slitta è stata trascinata sul fondo (nello strato 0-45 cm) tramite una motobarca su transetti di circa 150 m. I campionamenti sono stati eseguiti con cadenza stagionale nei mesi di maggio, luglio e ottobre 1999, in due stazioni (9 e 11) poste lungo un transetto costa-largo e caratterizzate rispettivamente da substrato sabbioso-detritico incoerente (costituito prevalentemente dalle foglie morte di *Posidonia oceanica*) ricoperto da *Cymodocea nodosa, Caulerpa prolifera* e *P. oceanica* e un substrato sabbioso compatto ricoperto da *mattes* di *P. oceanica*. I campioni sono stati fissati con formalina al 4%, tamponata con tetraborato di sodio. I conteggi dei Calanoidi iperbentonici sono stati effettuati su dei subcampioni di volume variabile (da 1/10 a 1/40 del campione), in relazione alla densità dello zooplancton (campioni mensili), o sul campione totale (campionamenti nictemerali e con la slitta). Le singole specie iperbentoniche sono state identificate. I valori di abbondanza sono stati espressi come numero di individui per metro cubo (ind./m^3), quelli relativi ai prelievi con la slitta, sono stati espressi come numero di individui per campione (ind./campione).

Risultati

Variazioni mensili (Fig. 2)

Complessivamente sono stati identificati 5 generi (appartenenti a 4 famiglie): *Pseudocyclops* (Pseudocyclopidae), rappresentato dalle specie *P. umbraticus* e *P. obtusatus*; *Stephos* (Stephidae) con le specie *S. cryptospinosus* e *S. marsalensis; Metacalanus* (Arietellidae) con la specie *M. acutioperculum; Paramisophria* (Arietellidae) con la specie *Paramisophria* sp.; *Ridgewayia* (Ridgewayiidae) con la specie *R. marki minorcaensis*. I Calanoidi iperbentonici, nel complesso, costituiscono una componente numericamente poco importante (0,8%) del popolamento a Copepodi; presentando un leggero incremento nel passaggio dall'ambiente marino (0,2%) e di bocca (0,7%) a quello più interno (1,7%). Analizzando l'andamento mensile dell'abbondanza dei singoli generi, si può evidenziare che *Pseudocyclops* è il genere maggiormente rappresentato tra i calanoidi iperbentonici. La presenza di *Pseudocyclops* spp. si registra durante tutto l'anno e le maggiori abbondanze si riscontrano dalla primavera all'inizio dell'autunno (aprile-settembre). *M. acutioperculum* è presente esclusivamente nel periodo estivo e autunnale (giugno-novembre). Il genere *Stephos* presenta valori di abbondanza piuttosto bassi e concentrati durante i mesi primaverili e autunnali. Analizzando la distribuzione spaziale dei taxa iperbentonici, si può osservare che il genere *Pseudocyclops* risulta ampiamente distribuito in tutta l'area campionata. *M. acutioperculum* sembra prediligere le stazioni dell'area di Mare. Il genere *Stephos* risulta distribuito in tutta l'area campionata, con abbondanze più elevate nelle stazioni di Bocca.

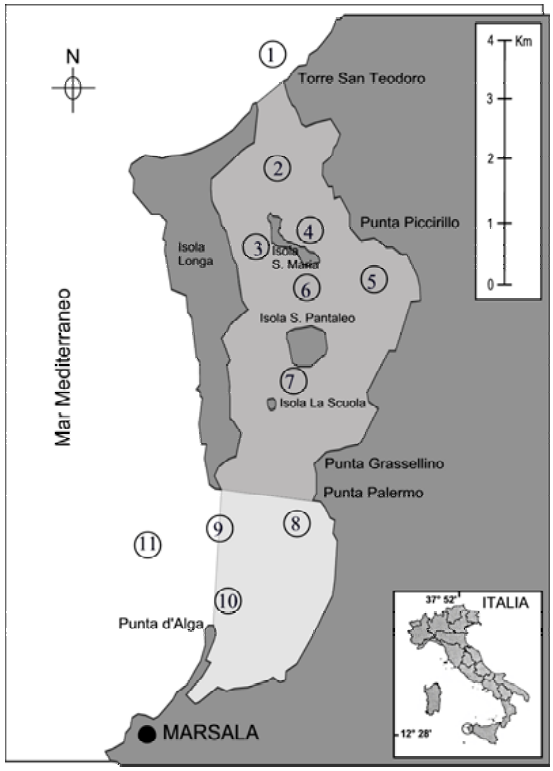


Fig. 1 - Area di campionamento (Stagnone di Marsala, Sicilia occidentale).
Sampling area (Stagnone di Marsala, western Sicily).

Variazioni a breve termine (Fig. 3)

L'incidenza percentuale delle specie iperbentoniche rispetto al totale dei Copepodi nelle ore di buio, è stata, in tutti i periodi indagati, molto bassa (0,03% a marzo, 0,05% a maggio, 0,17% a luglio e 1% ad ottobre). A maggio il popolamento a Calanoidi iperbentonici è costituito principalmente da *S. cryptospinosus* e *P. umbraticus*, entrambe presentano incrementi numerici a partire dalle ore 19:00 e abbondanze massime alle ore 3:00. *S. cryptospinosus* ha fatto registrare il picco notturno più elevato raggiungendo il valore massimo di abbondanza in questa stagione. Nel mese di luglio *P. umbraticus* ha presentato un discreto picco notturno. Tutte le altre specie sono state trovate esclusivamente di notte e con modesti valori di abbondanza. Nel mese di ottobre si registrano, complessivamente, le maggiori abbondanze e la massima diversità specifica (essendo state rinvenute tutte e sette le specie), rispetto agli altri cicli nictemerali. Valori discreti di abbondanza sono stati riscontrati a partire dalle ore 21:00 e un picco massimo alle ore 4:00 più elevato rispetto agli altri cicli e dovuto, principalmente, alla presenza di *P. umbraticus*. Discrete le abbondanze notturne anche di *S. cryptospinosus, M. acutioperculum, P. obtusatus* e *S. marsalensis,* queste ultime tre specie hanno raggiunto i massimi di abbondanza in questo periodo stagionale. A marzo, come nel ciclo nictemerale di ottobre, si registra un incremento progressivo dei valori di abbondanza dal tramonto alle prime luci dell'alba. I picchi di abbondanza sono da attribuire, principalmente, alla presenza di individui di *P. umbraticus*, seguiti da valori molto più modesti di *S. cryptospinosus,* specie più abbondante nelle prime ore della notte.

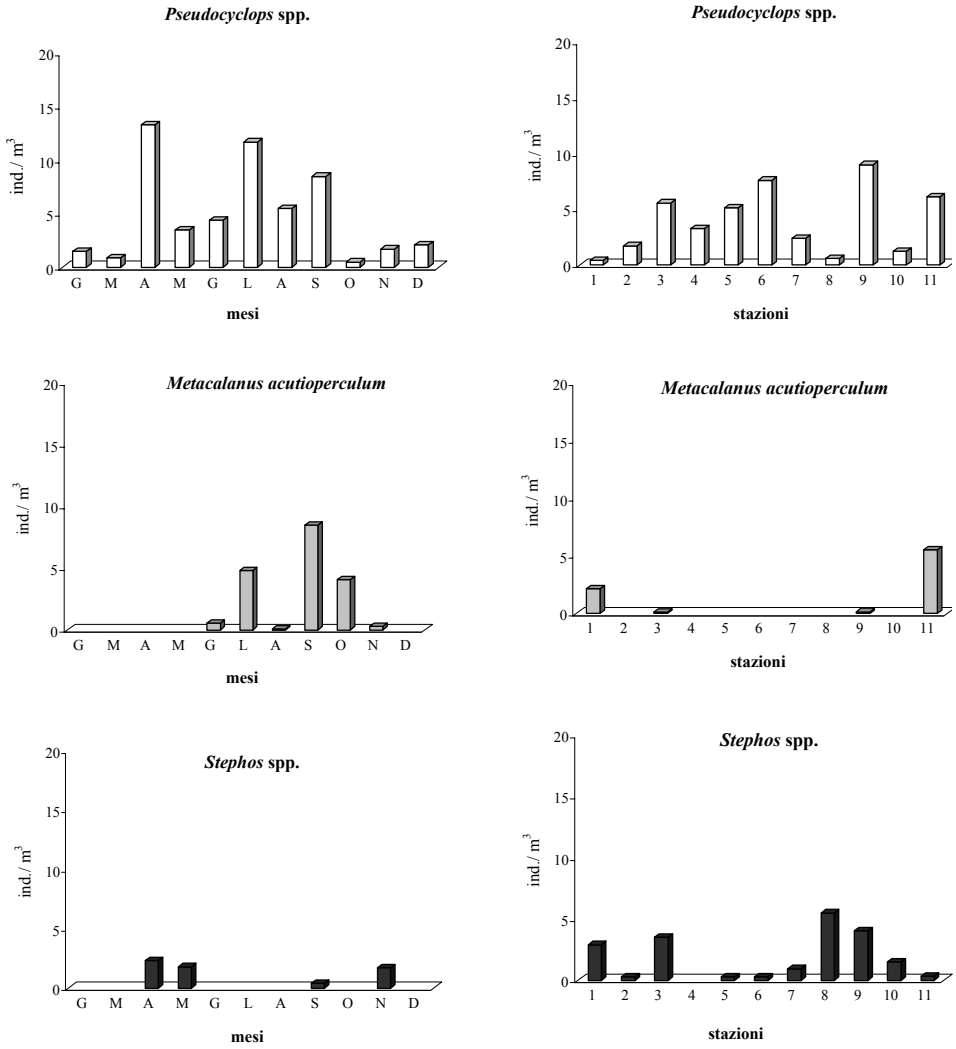


Fig. 2 - Andamento mensile dell'abbondanza media (ind/m^3) dei Calanoidi iperbentonici nell'intera area e abbondanza media annuale (ind/m^3) nelle singole stazioni di campionamento.

Monthly distribution of average abundance (ind/m^3) for the hyperbenthic Calanoid in the whole area and average annual abundance (ind/m^3) at the sampling stations.

Campionamenti con la slitta (Tab. 1)

Dai campionamenti effettuati con la slitta si evidenzia che *P. umbraticus* e *Paramisophria* sp. sono distribuite in maniera abbastanza omogenea nelle due stazioni di Mare e di Bocca (St. 11 e St. 9), *P. obtusatusus* e le due specie del genere *Stephos* mostrano una distribuzione preferenziale nella stazione di Mare, mentre *M. acutioperculum* sembra prediligere la zona di Bocca, pur presentando discrete presenze anche

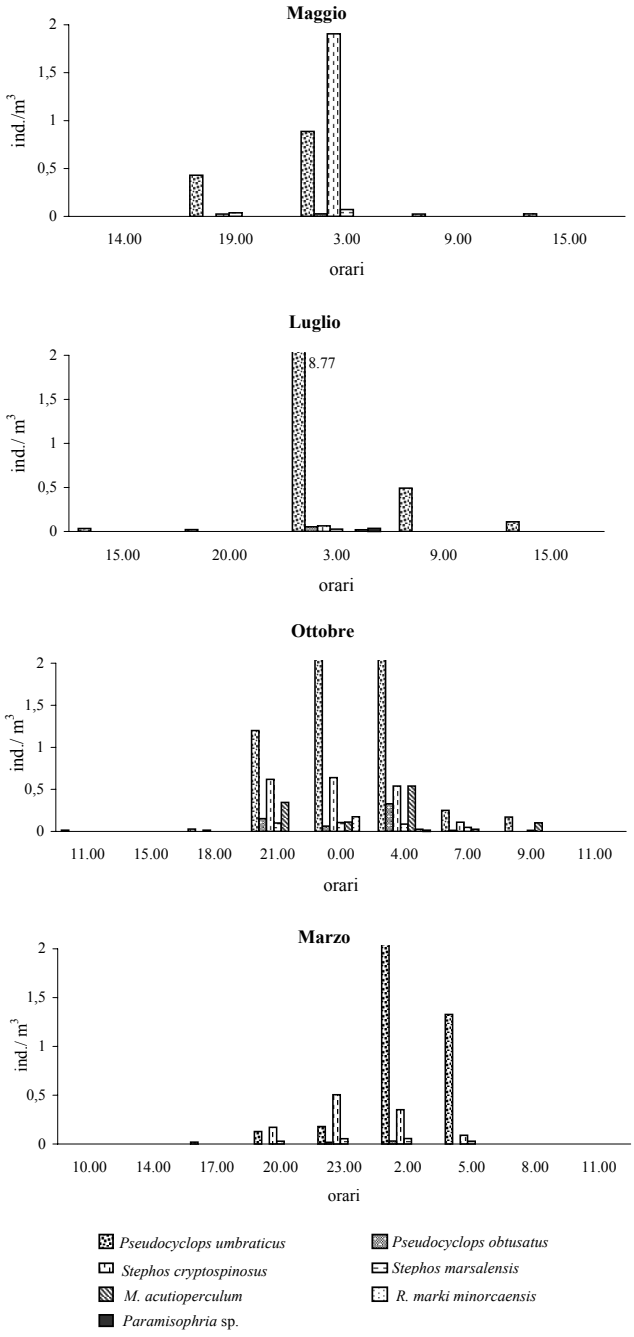


Fig. 3 - Variazione giornaliera della densità media (ind/m^3) delle specie iperbentoniche, durante i quattro cicli nictemerali.

Diel variation of average abundance (ind/m^3) for the hyperbenthic species during four 24-h surveys.

nella stazione di Mare. Per quanto riguarda la distribuzione verticale, *P. umbraticus* e *S. cryptospinosus* si ritrovano maggiormente, in entrambe le stazioni, negli strati più vicini al fondo (0-30 cm). *P. obtusatus* e *Paramisophria* sp. mostrano una distribuzione analoga nella stazione di Mare, mentre in quella di Bocca si distribuiscono maggiormente negli strati più superficiali. *M. acutioperculum* presenta le maggiori abbondanze negli strati intermedi della colonna d'acqua. *S. marsalensis,* trovata unicamente a luglio nella stazione di Mare, si è invece distribuita nello strato d'acqua più distante dal fondo.

Tab. 1 - Distribuzione verticale dell'abbondanza (ind./campione) delle specie iperbentoniche prelevate con la slitta, nelle stazioni di Mare (St. 11) e di Bocca (St. 9).
Vertical distribution of abundance (ind./sample) for the hyperbenthic species collected with a benthic sledge in the Sea (St. 11) and Mouth (St. 9) sampling stations.

	P. umbraticus		*P. obtusatus*		*S. cryptospinosus*		*S. marsalensis*		*M. acutioperculum*		*Paramisophria* sp.	
MAGGIO	Mare	Bocca	Mare	Bocca	Mare	Bocca	Mare	Bocca	Mare	Bocca	Mare	Bocca
0-15 cm	2,1				32,7				1,1			
15-30 cm	1,9								1,9			
30-45 cm					1,9				1,9			
LUGLIO												
0-15 cm	3,8	3,8			1,9							
15-30 cm		4										
30-45 cm							2					
OTTOBRE												
0-15 cm	58,5	36,3	30,8	1,3	4,6	3,8			3,1	15,0	10,8	2,5
15-30 cm	20	16	32		8	4			6	32		2
30-45 cm	6	10	16	4	2				6	12	2	6

Conclusioni

Il popolamento a Calanoidi iperbentonici, data la scarsa abbondanza o la rarità delle specie che la compongono, costituisce una componente numericamente poco rilevante del popolamento a Copepodi (< 2%). E' stato evidenziato un leggero gradiente crescente di abbondanza procedendo dall'area di mare a quella interna. La reale abbondanza degli iperbentonici, prelevati con il retino da plancton, viene sottostimata nelle zone a maggiore batimetria. La maggiore abbondanza nell'area interna è dovuta sia alla possibilità del retino di campionare in prossimità dello strato iperbentonico, che a fenomeni di risospensione che portano negli strati superiori della colonna d'acqua sedimenti e organismi di fondo. Il popolamento è dominato da *Pseudocyclops* spp., che presenta le più elevate abbondanze e la più ampia distribuzione spaziale, facendo ipotizzare una maggiore eurivalenza delle specie appartenenti a questo genere, ritrovato del resto da altri autori in ambienti analoghi (Bowman e Gonzàlez, 1961). *Stephos* spp. e *Metacalanus acutioperculum* sembrano prediligere le aree ampiamente influenzate dal mare, non riuscendo a penetrare stabilmente nelle aree più interne. Analoga distribuzione si riscontra per *Paramisophria* sp. e *Ridgewayia marki minorcaensis,* specie occasionali. L'analisi dei risultati ottenuti con il retino da plancton, seppure con i limiti dovuti alla parziale inefficacia di questo strumento nel campionare lo strato adiacente al fondo, ci può dare un'idea anche delle fluttuazioni delle popolazioni dei vari generi nel corso dell'anno. In particolare, le specie del genere *Pseudocyclops,* presenti durante tutto l'anno,

mostrano notevoli incrementi numerici dalla primavera alla tarda estate, quando i più elevati valori di temperatura consentono tassi di riproduzione più alti, come riscontrato per *P. umbraticus* in esperimenti di allevamento in laboratorio (dati non pubblicati); le specie del genere *Stephos* sono state rinvenute esclusivamente in primavera ed autunno; mentre *M. acutioperculum,* presente nel periodo estivo e autunnale, mostra le maggiori abbondanze nella tarda estate. L'analisi dei risultati ottenuti durante i cicli nictemerali evidenzia una chiara distribuzione giorno-notte delle specie iperbentoniche. Tutte mostrano netti incrementi di abbondanza durante la fase notturna, confermando l'ipotesi di un comportamento migratorio, come osservato da altri autori (Alldredge e King, 1985; Ohtsuka, 1985; Jacoby e Greenwood, 1988). A partire dal tramonto sino alle prime luci dell'alba queste specie si spostano, in vari momenti, dal fondo verso gli strati più superficiali della colonna d'acqua, probabilmente per motivi trofici (Ohtsuka *et al*., 1999), evitando così la predazione a vista durante il giorno (Fulton, 1984). *Pseudocyclops* e *Stephos* sono filtratori, nutrendosi di microalghe bentoniche e planctoniche (Ohtsuka *et al*., 1999), *Metacalanus, Paramisophria* e *Ridgewayia* sono carnivori (Ohtsuka, 1984; Ohtsuka *et al.*, 1985, 2000). Durante la fase notturna, dal momento che questi organismi entrano a far parte del vero e proprio plancton è stato possibile stimarne la reale importanza quantitativa. Essi rappresentano, una componente piuttosto modesta del popolamento a Copepodi, ciò nonostante possono svolgere un importante ruolo ecologico nelle reti trofiche che connettono il benthos al necton (Ohtsuka, 1984), costituendo una fonte significativa d'alimento per i predatori demersali (Hesthangen, 1973). In particolare, nelle lagune delle regioni semiaride, caratterizzate da bassi valori di abbondanza zooplanctonica, gli organismi iperbentonici, probabilmente, costituiscono una componente significativa nel trasferimento di materia ed energia tra sedimenti e strati d'acqua superiori. I campionamenti sperimentali effettuati con la slitta hanno evidenziato che quasi tutte le specie iperbentoniche si distribuiscono maggiormente nei primi 30 cm della colonna d'acqua. Nell'area di Mare, esse si distribuiscono preferenzialmente negli strati più adiacenti al fondo, mostrando una forte associazione con il substrato e con la vegetazione sommersa. Nell'area di Bocca, a minore profondità e substrato prevalentemente detritico, incoerente e quindi maggiormente soggetto a fenomeni di risospensione, invece, si nota come alcune specie iperbentoniche si ritrovino con maggiore facilità negli strati intermedi o superiori. In conclusione, da quanto analizzato sino a questo momento, emergono problematiche di notevole interesse sia ecologiche che tassonomiche, che meritano ulteriori approfondimenti.

Summary

Although Calanoid copepods are usually planktonic, some species, called hyperbenthic forms, live on or near sea-bottom. Their ecology and taxonomy is poorly known, especially in the Mediterranean. In the framework of a research on the mesozooplankton of a shallow coastal environment (Stagnone di Marsala, western Sicily) numerous hyperbenthic calanoid species were found. The assemblage, consisting of seven species (belonging to five genera), is dominated by *Pseudocyclops* spp., that is widely distributed in the whole area, and most abundant form spring to autumn. *Stephos* spp. and *Metacalanus* are restricted to the areas largely influenced by the sea; they are collected only in spring and autumn, and from summer to autumn, respectively. *Paramisophria* and *Ridgewayia* are occasionally found in the sea areas. Most of the species live in the first 30 cm above the bottom. All the species are most abundant in the dark period, suggesting a daily migratory behaviour, probably due to trophic reasons and to avoid diurnal predation. Although the hyperbenthic species

represent a low percentage (<2%) of the copepod community they could play an important ecological role in the trophic net connecting benthos to plankton.

Bibliografia

ALLDREDGE A.L., KING J.M. (1985) - The distance demersal zooplankton migrate above the benthos: implications for predation. *Mar. Biol.,* **84**: 253-260.

BOWMANN T.E., GONZÁLEZ J. (1961) – Four new species of Pseudocyclops (Copepoda, Calanoida) from Puerto Rico. *Proc. U.S. Nat. Mus*., **113**: 37-59.

CAMPOLMI M., COSTANZO G., CRESCENTI N., ZAGAMI G. (1999) - First record of the hyperbenthic Calanoid Copepod *Metacalanus acutioperculum* in the Mediterranean Sea. *Proceedings of the Fourth International Crustacean Congress, Amsterdam, The Netherlands, July 20-24, 1998*, **1**: 559-567.

CAMPOLMI M., ZAGAMI G., COSTANZO G. (2000) - Prima segnalazione di *Ridgewayia marki minorcaensis* (Copepoda, Calanoida) nel Mediterraneo centrale. *Biol. Mar. Medit*., **7** (2): 858-860.

COSTANZO G., CAMPOLMI M., ZAGAMI, G. (2000) - *Stephos marsalensis* new species (Copepoda, Calanoida, Stephidae) from coastal waters of Sicily, Italy. *J. Plankton Res.*, **22** (10): 2007-2014.

FULTON R.S. (1984) - Distribution and community structure of estuarine copepods. *Estuaries,* **7**: 38-50.

JACOBY C.A., GREENWOOD J.G. (1988) - Spatial, temporal, and behavioral patterns in emergence of zooplankton in the lagoon of Heron Reef, Great Barrier Reef, Australia. *Mar. Biol*., **97**: 309-328.

HESTHAGEN I. (1973) - Diurnal and seasonal variations in the near-bottom fauna - the hyperbenthos-in one of the deeper channels of the Kieler Butch (Western Baltic). *Kieler Meeresforsch*., **29**: 116-140.

OHTSUKA S. (1984) – Calanoid Copepods collected from the near-bottom in Tanabe Bay on the Pacific coast of the Middle Honshu, Japan. I. Arietellidae. *Plub. Seto Mar. Biol. Lab.,* **29**: 359-365.

OHTSUKA S. (1985) – Calanoid Copepods collected from the near-bottom in Tanabe Bay on the Pacific coast of the Middle Honshu, Japan. II. Arietellidae (cont.). *Plub. Seto Mar. Biol. Lab*., **30**: 287-306.

OHTSUKA S., FOSSHAGEN A., PUTCHAKARN S. (1999) – Three new species of the demersal calanoid copepod *Pseudocyclops* from Phuket, Thailand. *Plankton Biol. Ecol.*, **46** (2): 132-147.

OHTSUKA S., TOKOMORI K., BOXSHALL G. (2000) – A new species of *Ridgewayia* (Copepoda: Calanoida) from a submarine cave in Palau, Western Pacific. *Species diversity*, **5**: 201-213.

ZAGAMI, G., CAMPOLMI M., COSTANZO G. (2000) - A new species of *Stephos* Scott, 1892 (Copepoda: Calanoida) from coastal waters of Sicily, Italy. *J. Plankton Res.*, **22** (1): 15-27.

Lavoro effettuato con finanziamenti MIUR, MIPAF e Università di Palermo.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 358-365

M. Sartini, P. Belcari, S. De Ranieri*

Dipartimento di Scienze dell'Uomo e dell'Ambiente, Università di Pisa, Via A. Volta, 6 - 56126 Pisa, Italia.
msartini@discat.unipi.it
* C.I.B.M, Livorno, Italia.

OCCURRENCE OF EGGS AND LARVAE OF EUROPEAN HAKE, *MERLUCCIUS MERLUCCIUS* (L., 1758) IN THE NORTHERN TYRRHENIAN SEA

RITROVAMENTO DI UOVA E LARVE DI MERLUCCIUS MERLUCCIUS *(L., 1758) NEL MAR TIRRENO SETTENTRIONALE*

Abstract

In order to gather information on eggs and larvae of Merluccius merluccius*, a total of three ichthyoplankton cruises were carried out in 1999 and 2000. The area investigated was the northern Tyrrhenian Sea. A minimum of 60 stations were sampled for each ichthyoplankton cruise. Eggs and larvae were sampled by means of "double oblique" hauls from 300 m depth to the surface using a Bongo net with 60 cm mouth diameter and 500 µm mesh size, following the standard methodologies for ichthyoplankton collections. For each station sampled, temperature data were also recorded. Eggs were classified into four stages according to presence of the embryo and its developmental stage. Morphometric parameters of larvae were detected. Abundances of eggs and larvae were standardised and expressed as number/10 m^2 of sea surface. During the sampling period, 20 hake larvae and 92 hake eggs were collected, with abundance ranging from 2 to 10 larvae/10 m^2 and from 3 to 52 eggs/10 m^2 of sea surface. Eggs and larvae of* M. merluccius *were mainly concentrated in stations located between 100 and 200 m depth in the western part of the study area, especially between the Islands of Elba and Montecristo.*

Key-words: *eggs, larvae*, Merluccius merluccius, *northern Tyrrhenian Sea.*

Introduction

The European hake, *Merluccius merluccius*, is one of the most important commercial species. This species is captured primarily with trawl nets, gill nets and long lines. Numerous studies have been conducted on hake in Italian waters (Colloca, 1999), but little is known on the early life history of this species.

The first data on eggs and larvae of *M. merluccius* were given by Raffaele (1888) who reported the presence of eggs of hake in the Gulf of Naples and described larvae obtained through artificial fertilization. Lo Bianco (1909, 1911) reported the finding of post-larval stages of 4-7 mm in length during February and March, again in the Gulf of Naples; D'Ancona (1933) gave a detailed description, by means of drawings, of hake larvae in different developmental stages.

In recent years Giovanardi & Romanelli (1990) reported the likely presence of one larva of *M. merluccius* in the ichthyoplankton collected along the Tuscan and Latian coasts. In the Central Adriatic Sea Karlovac (1965) reported the collection of 158 hake larvae over a sampling period of five years.

This paper presents information on the occurrence of eggs and larvae of *M. merluccius* sampled during a total of three seasonal surveys in 1999 and 2000 in the southern Tuscan Archipelago. Data were collected in the framework of the research project "LLUCET" financed by the European Union.

Materials and methods

In the years 1999 and 2000 three ichthyoplankton cruises were carried out in the southern Tuscan Archipelago: the first was conducted from 28th February to 23rd March 1999, with a total of 88 stations sampled, the second cruise was carried out from 7th to 14th March 2000, sampling 62 stations, and the last ichthyoplankton cruise, in which 60 stations were sampled, was carried out from 3rd to 11th June 2000 (Fig. 1). Sampling periods were chosen on the basis of the study on the reproductive cycle of *M. merluccius* conducted during the "LLUCET" project (Lleonart, 2001).

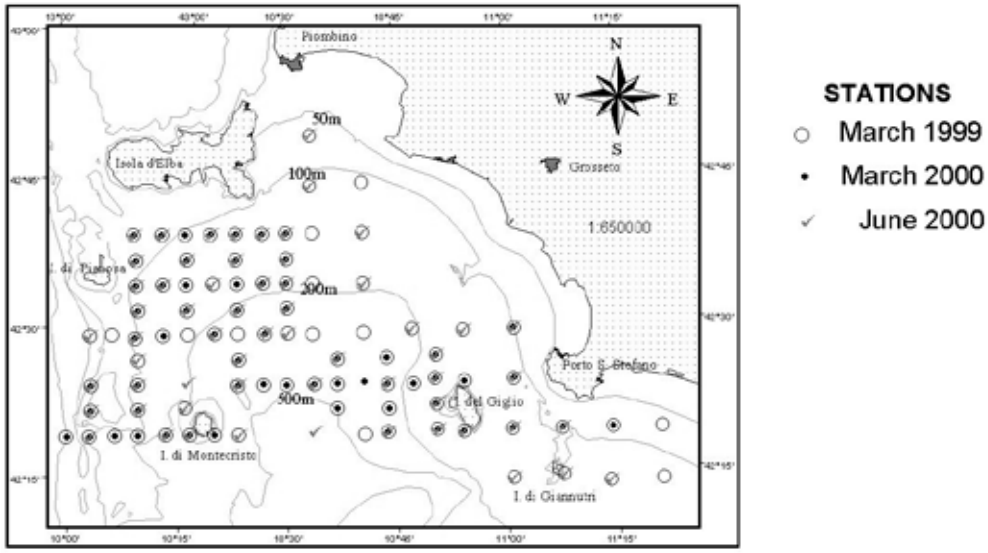


Fig. 1 - Study area with sampling stations of the three ichthyoplankton cruises.
Area di studio con riportate le stazioni di campionamento durante le tre campagne ittioplanctoniche.

The sampling stations were located at a distance of 2.5-5 nautical miles from one other and situated from 50 to 500 m depth, on transects set 5 nautical miles apart. The allocation of hauls was particularly concentrated in the western part of the study area, and between Islands of Montecristo and Giglio, in accordance with the high occurrence of adults sampled in this area during the "LLUCET" project.

Sampling methodology used in the cruises followed standard procedures (Smith & Richardson, 1977). Ichthyoplankton samples were collected by making "double oblique" hauls, from 300 m depth to the surface, at each station. A Bongo net (Mcgowan & Brown, 1966) with 60 cm mouth diameter and 500 μm mesh size was used. Temperature and depth profiles were recorded at each haul by means of a MINILOG probe.

After the haul, plankton samples were preserved in 5% buffered formalin in order to obtain a slightly basic pH. In the days following sampling, pH of samples was monitored to maintain a value approximately 8.

Hake eggs and larvae were sorted from the samples using a binocular stereoscope, and preserved in buffered formalin solution. The procedure for identification of hake

eggs is fairly time-consuming. The "Surface Adhesion Test" (SAT) (Porebski, 1975) was applied. This test makes use of the adhesive and hydrofuge nature of the hake egg membrane. Eggs were classified according to the four developmental stages described by Coombs & Mitchell (1982). Larvae were identified according to morphological, morphometric and pigmentation features (Russell, 1976; Kendall *et al*., 1984). Larvae were also measured to the nearest 0.1 mm below.

The number of hake eggs and larvae from each sample were standardised to the number found beneath a 10 m^2 area of sea surface, using the formula described by Smith & Richardson (1977).

For each sampling period, temperature vertical profiles were obtained as a mean of the values registered every 5 m depth.

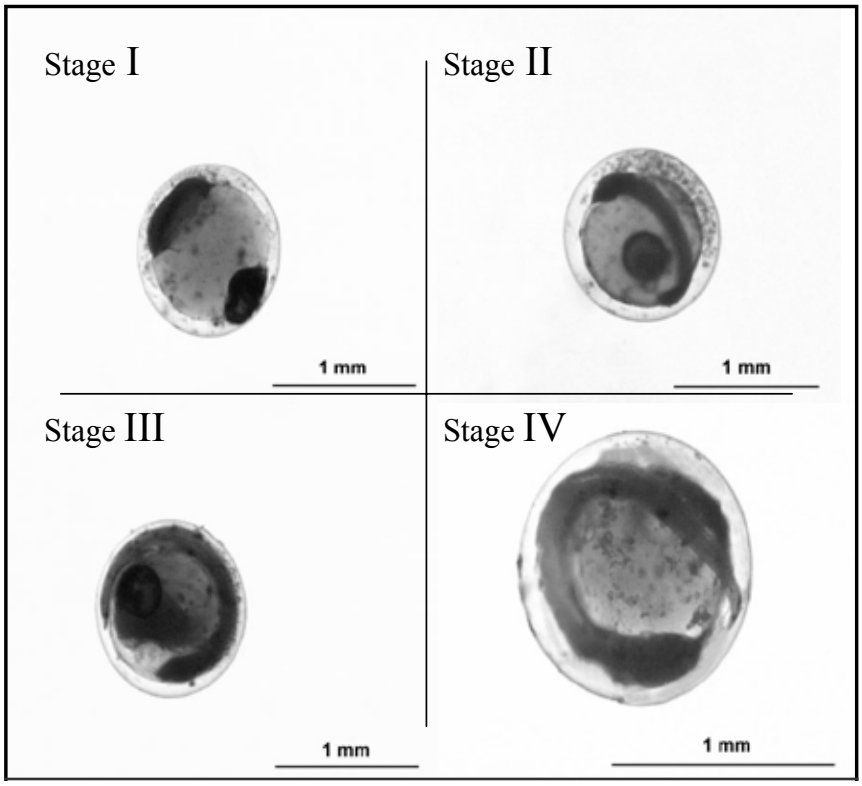


Fig. 2 - Eggs of *M. merluccius* classified according the four stages of Coombs & Mitchell (1982).
Uova di M. merluccius *classificate in base ai quattro stadi stabiliti da Coombs e Mitchell (1982).*

Results

During the sampling period 20 hake larvae, with standard length ranging from 2.62 mm to 10.77 mm, as well as 92 hake eggs, were collected. All four egg stages reported by Coombs & Mitchell (1982) were represented. In Fig. 2 the four stages of hake

eggs are illustrated, while in Fig. 3 larvae of *M. merluccius* in different developmental stages are shown.

During the first ichthyoplankton cruise the abundance of hake eggs ranged from 3 eggs/10 m^2 to 17 eggs/10 m^2. Eggs were located mainly on the shelf (200 m depth), in the NW part of the Tuscan Archipelago (Fig. 4). Stage I (egg without embryo) and stage III (egg with embryo well developed and surrounding three quarters of the yolk) were the most abundant. Larval abundance ranged from a minimum of 2 larvae/10 m^2 to a maximum of 10 larvae/10 m^2. Once again the greatest number of stations in which hake larvae were collected was located at 200 m bathymetry (Fig. 4).

In the second ichthyoplankton cruise eggs abundance ranged from 3/10 m^2 to 52/10 m^2. Egg distribution was localised in two main areas: one below the Island of Elba and near the Isle of Pianosa, and one between the Islands of Giglio and Giannutri and the Monte Argentario Promontory (42°21'N - 11°12'E) (Fig. 4). During this cruise all 4 egg stages were collected. Hake larvae were all found in the western sector of the study area, between 100 and 200 m bathymetry (Fig. 4). Their abundance were 3-4 larvae/10 m^2.

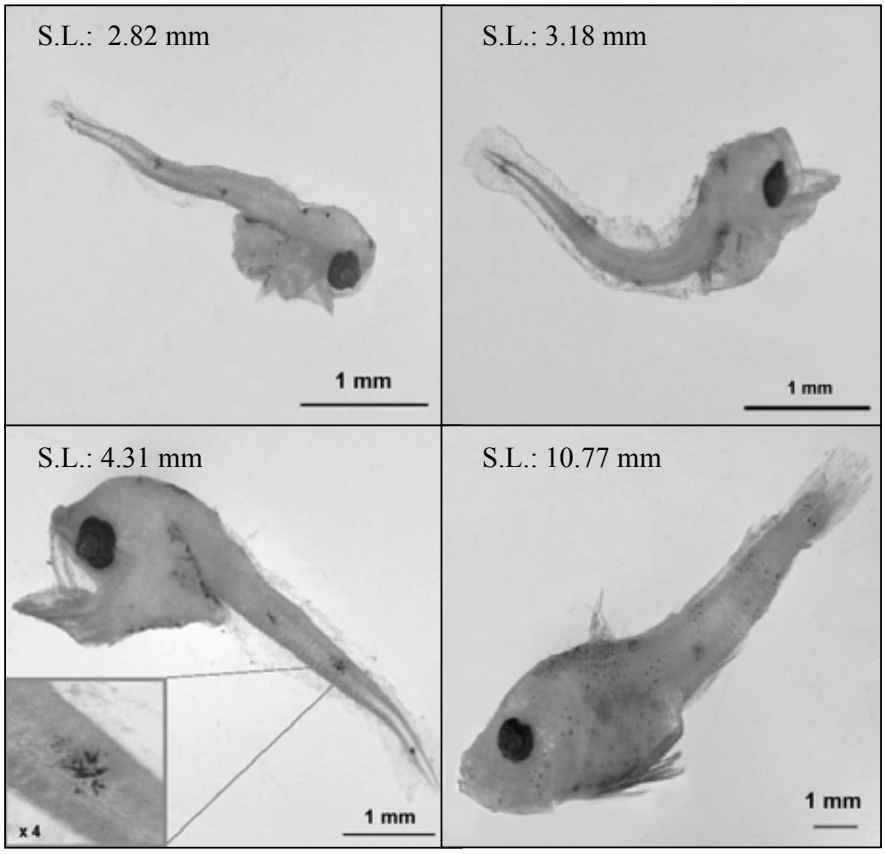


Fig. 3 - Larvae of *M. merluccius* in different developmental stages.
Larve di M. merluccius *in diversi stadi di sviluppo.*

During the last ichthyoplankton cruise egg abundance ranged from a minimum of 5 eggs/10 m^2 to a maximum of 9 eggs/10 m^2; the majority of eggs were in stage I and III. Egg distribution was similar to that of the second ichthyoplankton cruise, with one region in the SE of the study area and a second one below the Island of Elba, slightly wider compared to the region found in March 2000. In this case all the stations in which eggs were collected were located at 200 m bathymetry. Hake larvae abundance ranged from 3/10 m^2 to 7/10 m^2 (Fig. 4).

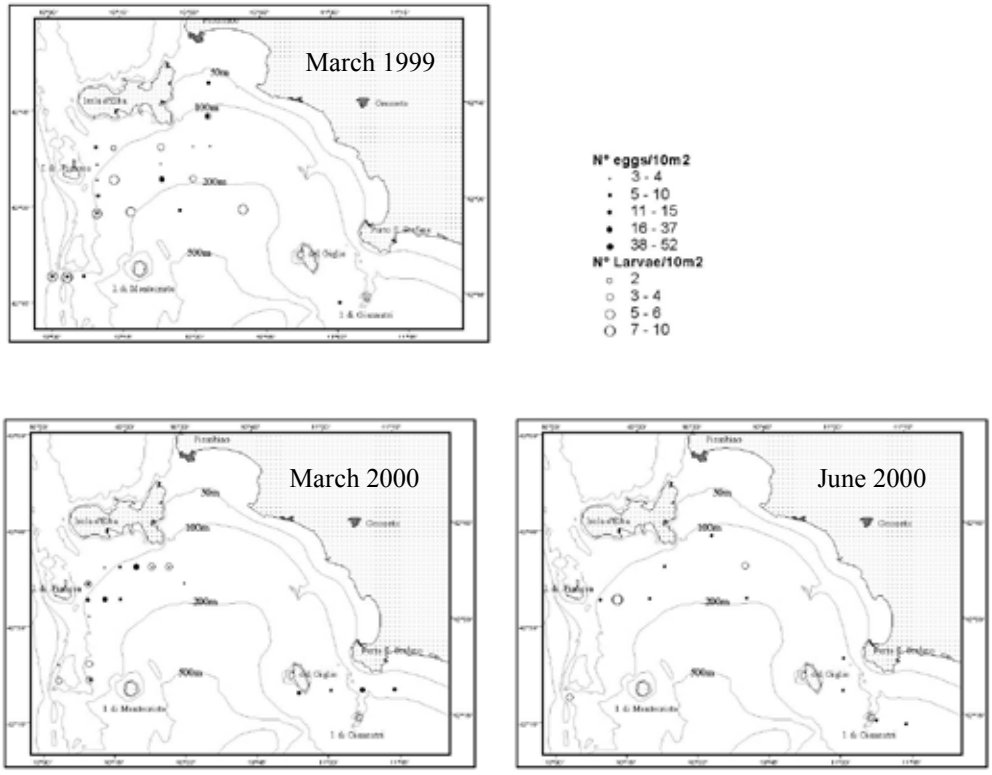


Fig. 4 - Abundance of eggs and larvae of *M. merluccius*, expressed as number/10 m^2 of sea surface, estimated for the three ichthyoplankton surveys.
Abbondanza di uova e larve di M. merluccius*, espressa come numero/10 m^2, stimata per le tre campagne ittioplanctoniche.*

Vertical temperature profiles obtained from data recorded during the three ichthyoplankton cruises showed typical seasonal trends. During the two first ichthyoplankton surveys mean surface temperature was 15.3 - 15.4°C. Vertical profiles showed a maximum variation in the first 20 - 30 meters, where temperature values recorded were 13.6 - 13.8°C. In the remainder of the water column temperature was constant down to the bottom.

In June mean surface temperature recorded was 24.6°C. Analysis of the vertical profile revealed a temperature variation from 24.6 to 20°C in the first 20 meters depth. At 50 m depth, the temperature was 15.3°C, while the value of 13.5°C was recorded at 125 m depth.

Discussion and conclusions

The southern Tuscan Archipelago is one the most important nursery area of *M. merluccius* in the Italian seas: high abundance of recruits has been located around the Giglio Island and between Elba and Montecristo Isles, especially between 100 and 200 m (Ardizzone & Corsi, 1997; De Ranieri *et al.,* 1997; Belcari *et al.,* 2001).

Results reported in this work show that eggs and larvae of *M. merluccius* are localised on the continental shelf, mainly in stations on 200 m isobath. This finding is confirmed by studies conducted in other regions of the Mediterranean and Atlantic as well (Sabates, 1988; Alvarez *et al*., 2001; Fives *et al.,* 2001).

In spite of the considerable effort involved during the sampling period, consisting of 26 days spent at sea and about 64.000 m^3 of sea water filtered, values for *M. merluccius* eggs and larvae collected are very poor. Caragitstou *et al.* (1992), and Papaconstantinou *et al.* (1993), reported that only 23 larvae of *M. merluccius* were collected in the north-east Aegean Sea during 10 ichthyoplankton cruises carried out between 1990 and 1992. In the Balearic Islands, during 8 ichthyoplankton cruises carried out in different seasons over a three year period (1987-1989), only 2 hake larvae were found (X. Alemany, pers. comm.). These data are in agreement with the present investigation. However, data reported here are at variance with results obtained in the Catalan Sea, where hake larvae were found from April to October, with a maximum abundance of 50-70 larvae/10 m^2 in October (Sabates, 1988). In the Atlantic, in the Bay of Biscay, during 12 cruises from February to June both in 1983 and 1995, maximum abundance values of 1000 hake eggs/10 m^2 and 70 hake larvae/10 m^2 were reached (Alvarez *et al.*, 2001).

A few hypotheses have been put forward as possible explanations for the scanty presence of *M. merluccius* eggs and larvae observed.

- Features of marine currents could affect the displacement of hake eggs and larvae. In the study area, very few information on the hydrographical features is available. Investigations on the northern Tuscan Archipelago report water currents from the northern Tyrrhenian Sea to the Ligurian Sea, particularly in winter and spring (Astraldi *et al.*, 1993). In the Piombino channel, Stocchino & Testoni (1969) make known the presence of SSE surface currents and of a counter-current at 30 m water depth.
- It is conceivable that the density of profitable stations in the sampling design was too low; as a matter of fact, the present study points out that the stations on the continental shelf, mainly at 200 m isobath, gave the best results.
- Two main maturity peaks were identified in the investigated area: one in the winter months and one in spring (Sbrana & Belcari, 1993; Biagi *et al*., 1995) and confirmed by means of the LLUCET study (Lleonart, 2001). Hake egg development, from fertilisation to hatching, at temperatures ranging from 10.5 to 12.6°C, (similar to values recorded in March 1999), could take from 4.9 to 6.4 days (Coombs & Mitchell, 1982). Thus, a sampling not perfectly synchronous with the reproductive peaks, as occurred for the first ichthyoplankton cruise due to bad weather conditions, could partly explain the scarcity of findings.

The study of fish eggs and larvae is a key component in research into the biology and population dynamics of fish. These surveys can provide an effective means for measuring shifts in abundance of fish communities and for examination of stock/recruit relationships. For these reasons it would be desirable to continue such investigations, especially with reference to species that are intensely exploited for their high commercial value.

Riassunto

Al fine di ottenere informazioni su uova e larve di *Merluccius merluccius,* negli anni 1999 e 2000 sono state effettuate tre campagne ittioplanctoniche in un'area del Mar Tirreno settentrionale. Durante ogni campagna ittioplanctonica sono state campionate un minimo di 60 stazioni. Le uova e larve di nasello sono state raccolte tramite cale in "doppio obliquo" dalla profondità di 300 m fino alla superficie, utilizzando una rete Bongo con diametro della bocca di 60 cm e maglia di 500 µm e seguendo le metodologie standard per la raccolta dell'ittioplancton. In ogni stazione campionata sono stati rilevati anche i dati di temperatura. Le uova di *M. merluccius* sono state classificate in 4 stadi in base alla presenza dell'embrione e al suo stadio di sviluppo. Inoltre sono stati rilevati i parametri morfometrici delle larve. Le stime di abbondanza delle uova e delle larve sono state standardizzate ed espresse come numero/10 m^2 di superficie marina. Durante il periodo di campionamento sono state raccolte 20 larve e 92 uova di nasello, con abbondanze variabili tra 2 e 10 larve/10 m^2 e tra 3 e 52 uova/10 m^2. Le uova e larve di *M. merluccius* sono principalmente concentrate nella zona tra i 100 e 200 m di profondità, in stazioni localizzate nella parte occidentale dell'area di studio, specialmente tra l'Isola d'Elba e l'isola di Montecristo.

Acknowledgements

The authors wish to thank Dr. Maria Pilar Olivar, Dr. Isabel Palomera and Dr. Gemma Quilez from the Instituto de Ciencias del Mar, Barcelona, for their invaluable help at species identification.

Many thanks also to Dr. Andrea Andreucci for the technical support in the video analysis and his "endless availability".

References

ALVAREZ P., MOTOS L., URIARTE A., EGAÑA J. (2001) – Spatial and temporal distribution of European hake, *Merluccius merluccius* (L.), eggs and larvae in relation to hydrographical conditions in the Bay of Biscay. *Fish. Res.*, **50**: 111-128.

ARDIZZONE G.D., CORSI F. (eds) (1997) – Atlas of Italian Demersal Fishery Resources. Trawl Surveys 1985-1987. *Biol. Mar. Medit.,* **4** (2): 568 pp.

ASTRALDI M., BORGHINI M., GALLI C., GASPARINI G.P., LAZZONI E. (1993) – Caratteristiche della circolazione nell'Arcipelago Toscano. In: Laboratorio di Ecologia, Dipartimento di Biologia Vegetale, Università degli Studi di Firenze, *PROGETTO MARE. Ricerca sullo stato biologico chimico e fisico dell'Alto Tirreno Toscano*: 617 pp.

BELCARI P., DE RANIERI S., REALE B., SARTOR P., SBRANA M., VIVA C. (2001) – Spatial distribution and seasonal concentration of European hake's juveniles, *Merluccius merluccius* (L., 1758), in the north Tyrrhenian Sea. *Rapp. Comm. int. Mer Medit*., **36**: 238 pp.

BIAGI F., CESARINI A., SBRANA M., VIVA C. (1995) – Reproductive biology and fecundity of *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) in the northern Tyrrhenian Sea. *Rapp. Comm. int. Mer Medit*., **34**: 237 pp.

CARAGITSOU E., SIAPATIS A., ECONOMOU A., PAPACONSTANTINOU C. (1992) – Ichthyoplankton distribution in the Aegean Sea in summer 1990. *FAO Fish. Rep.*, **477**: 151-162.

COLLOCA F. (1999) – *Merluccius merluccius.* In: Relini G., Bertrand J., Zamboni A. (eds), *Synthesis of the Knowledge on Bottom Fishery Resources in Central Mediterranean (Italy and Corsica). Biol. Mar. Medit.*, **6** (Suppl. 1): 259-270.

COOMBS S.H., MITCHELL C.E. (1982) - The development rate of eggs and larvae of the hake, *Merluccius merluccius* (L.) and their distribution to the west of the British Isles. *J. Cons. int. Explor. Mer.*, **40**: 119-126.

D'ANCONA U. (1933) - *Merluccius merluccius* (Gadidae). In: Lo Bianco S. (ed) (1969), *Fauna and flora of the Bay of Naples 38: eggs, larvae and juvenile stages of Teleostei,* Israel Program for Scientific Translation Ltd., Jerusalem: 208-213.

DE RANIERI S., BELCARI P., BERTOLINI D., BIAGI F., CHIERICONI V., COGNETTI A.G., MORI M., NANNINI N., REALE B., ROCCA V., SARTOR P., SBRANA M. (1997) – Reclutamento di alcune specie ittiche demersali nel Mar Tirreno settentrionale. *Biol. Mar. Medit*., **4** (1): 237-243.

FIVES J.M., ACEVEDO S., LLOVES M., WHITAKER A., ROBINSON M., KING P.A. (2001) – The distribution and abundance of larval mackerel, *Scomber scombrus* (L.), horse mackerel, *Trachurus trachurus* (L.), hake, *Merluccius merluccius* (L.) and blue whiting, *Micromesistius poutassou* (Risso, 1826) in the Celtic Sea and west of Ireland during the years 1986, 1989 and 1992. *Fish. Res.,* **50**: 17-26.

GIOVANARDI O., ROMANELLI M. (1990) – Preliminary observations on the seasonal presence of Teleostean Larvae in the Tyrrhenian Sea. *Rapp.Comm. int. Mer Médit.*, **32** (1): 303 pp.

KARLOVAC J. (1965) - Contribution a la connaissance de l'écologie du merlu *Merlucius merlucius* L. dans le stade planctonique de sa vie en Adriatique. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.,* **18** (2): 461-464.

KENDALL A.W., AHLSTROM E.H., MOSER H.G. (1984) – Early life history stages of fishes and their characters. In: Moser H.G., Richards W.J., Cohen D.M., Fahay M.P., Kendall A.W. Jr., Richardson S.L. (eds), *Ontogeny and Systematics of Fishes*, American Society of Ichthyologist and Herpetologist, Special Publication, **1**: 11-22.

LLEONART J. (Co-ordinator) (2001) – Impact of fishery and environment on hake recruitment in Northwestern Mediterranean. *EU Contract FAIR CT-97-3522 (1998-2000)*. *Final Report*: 680 pp.

LO BIANCO S. (1909) – Notizie biologiche riguardanti specialmente il periodo di maturità sessuale degli animali del Golfo di Napoli. *Mitt. Zool. Stn. Neapel*, **19** (4): 513-763.

LO BIANCO S. (1911) – Su alcuni stadi postlarvali appartenenti a Gadidi rari del Golfo di Napoli. *Mitt. Zool. Stn. Neapel*, **20**: 170-187.

MCGOWAN J.A., BROWN D.M. (1966) – A new opening closing paired zooplankton net. *Scipps Inst. Ocean.,* Ref. 66-23: 54 pp.

PAPACONSTANTINOU C., CARAGITSOU E., VASSILOPOULOU V., PETRAKIS G., MYTILINEOU C., FOURTOUNI A., TURSI A., POLITOU C.-Y., GIAGNISIS M., D'ONGHIA G., SIAPATIS A., MATARRESE A., ECONOMOU A., PAPAGEORGIOU E. (1993) – Investigation of the abundance and distribution of demersal stocks of primary importance to the Greek fishery in the North Aegean Sea (Hellas). *NCMR tech. Rep. (Final Report)*, Athens, March 1993: 316 pp.

POREBSKI J. (1975) – Application of the surface adhesion test to identify the eggs of the hake *Merluccius* spp. *Colln. scient. Pap. int. Comm. SE. Atl. Fish.,* **2**: 102-106.

RAFFAELE F. (1888) – Le uova galleggianti e le larve dei Teleostei nel Golfo di Napoli. *Mitt. Zool. Stn. Neapel*, **8**: 1-84.

RUSSELL F.S. (1976) - *The Eggs and Planktonic Stages of British Marine Fishes*. Academic Press, London: 524 pp.

SABATES A. (1988) – *Sistematica y distrubucion espacio-temporal del ictioplancton de la costa catalana.* Ph. D. thesis, Univ. Barcelona: 558 pp.

SBRANA M., BELCARI P. (1993) – Nota sulla presenza di femmine mature di *Merluccius merluccius* (L.) nell'Arcipelago Toscano meridionale. *Biol. Mar. (Suppl. Notiz. S.I.B.M.)*, **1**: 375-376.

SMITH P.E., RICHARDSON S. (1977) – Standard techniques for pelagic fish eggs and larval survey. *FAO Fish. Tech. Pap.,* **175**: 100 pp.

STOCCHINO C., TESTONI A. (1968) – Le correnti nel canale di Corsica e nell'Arcipelago Toscano. *Ist. Idrog. Marina*, F.C. 1036: 35 pp.

This work has been conducted in the framework of the project "LLUCET: impact of fishery and environment on hake recruitment in North-western Mediterranean" funded by the European Commission, Contract FAIR CT-97-3522.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 366-373

M. Cabrini, A. Bussani, M. Celio, E. Diana, P. Mozetic*, I. Pecchiar, S. Fonda Umani

Laboratorio di Biologia Marina, Via August Piccard, 54 - 34010 Trieste, Italia.
cabrini@univ.trieste.it
*NIB Marine Biological Station Piran, Slovenia, SI - 6330 Piran, Fornace 41.

VARIABILITÀ SPAZIALE E TEMPORALE DELLA PRODUZIONE PRIMARIA NELLE ACQUE COSTIERE DEL GOLFO DI TRIESTE

SPATIAL AND TEMPORAL VARIABILITY OF PRIMARY PRODUCTION IN THE COASTAL WATERS OF THE GULF OF TRIESTE

Abstract

Primary productivity of the Gulf of Trieste has been investigated in three stations sampled monthly from November 1998 to November 2000. Primary production has been performed using an on-deck incubation apparatus located in the lab and consequently correlated with the thermohaline features, the PAR irradiance and the ecophysiological characteristics of the autotrophic populations observed in the Gulf.

Key-words*: primary production, irradiance, phytoplankton, Gulf of Trieste.*

Introduzione

Nei sistemi acquatici avviene il 40% della fotosintesi, anche se la biomassa degli organismi marini autotrofi rappresenta meno dell'1% della biomassa vegetale presente sulla terra (Falkowski e Raven, 1997).

La struttura della comunità autotrofa dell'ecosistema marino del Golfo di Trieste è da tempo ben documentata. L'analisi della composizione specifica, dell'abbondanza e dei pigmenti ha consentito di descriverne la distribuzione spaziale e l'evoluzione temporale, di evidenziarne il ruolo trofico e di valutare il flusso del carbonio nelle diverse frazioni planctoniche (Cabrini *et al.*, 1992; Cataletto *et al.*, 1993; Fonda Umani *et al.*, 1994; Fonda Umani, 1996; Cabrini *et al.*, 1997; Mozetic *et al.*, 1998).

La produttività del fitoplancton nella parte occidentale del golfo è meno documentata (Fonda Umani e Ghirardelli, 1988), mentre nella parte orientale lo studio è stato più continuativo (Faganeli *et al.*, 1982; Malej *et al*., 1995).

Scopo principale di questo lavoro è stimare la capacità produttiva del fitoplancton del Golfo di Trieste in relazione alle caratteristiche termoaline del Golfo, al campo di irradianza PAR ed alla distribuzione della componente autotrofa.

Materiali e metodi

Da novembre 1998 a novembre 2000 in 16 stazioni, posizionate nel Golfo di Trieste (Fig. 1), sono stati eseguiti dei profili verticali mensili con sonde multiparametriche Idronaut 316 e PNF300 Biospherical, allo scopo di definire le caratteristiche idrologiche e la radiazione fotosinteticamente disponibile (PAR). In tre di esse, C1 (17 m), AA1 (20 m) e A4 (12 m) sono stati raccolti a tre o quattro quote dei campioni d'acqua con bottiglie di campionamento tipo Niskin (5 l).

Per valutare la concentrazione di clorofilla *a*, subcampioni di 1 litro d'acqua sono stati immediatamente filtrati (Whatmann GF/F 0,7 μm); ogni filtro è stato dissolto in estratto acetonico ed analizzato ad uno spettrofluorimetro Perkin Elmer LS 50B secondo la metodica di Lorenzen e Jeffrey (1980).

Per l'analisi della comunità microfitoplanctonica, subcampioni da 500 ml, sono stati fissati con formalina tamponata e determinati con il metodo della sedimentazione (Zingone *et al.*, 1990).

La produzione del fitoplancton è stata stimata con la tecnica del ^{14}C (Steemann-Nielsen, 1952). Subcampioni di 70 ml, dopo 1h al massimo dal prelievo, sono stati inoculati con 6 µCi di $NaH^{14}CO_3$ e incubati in bottiglie di policarbonato totalmente oscurate ed altre rivestite con una pellicola fotografica, tale da simulare la disponibilità della luce alla quota corrispondente.

L'incubazione della durata di tre ore si è svolta in un sistema installato all'esterno del laboratorio e termostatato alla temperatura media della colonna d'acqua, al fine di ridurre al minimo lo stress termico della comunità fitoplanctonica.

Dopo l'incubazione l'acqua è stata filtrata su membrane in policarbonato (Nucleopore 0,2 µm) ed i filtri acidificati per rimuovere l'eventuale residuo di bicarbonato marcato con ^{14}C. L'attività dei campioni è stata misurata ad uno scintillatore Canberra TriCarb 2500. L'assimilazione del carbonio è stata calcolata come descritto da Gargas (1975).

L'irradianza PAR è stata rilevata accanto all'incubatore, con un sensore QSR-240 Biospherical.

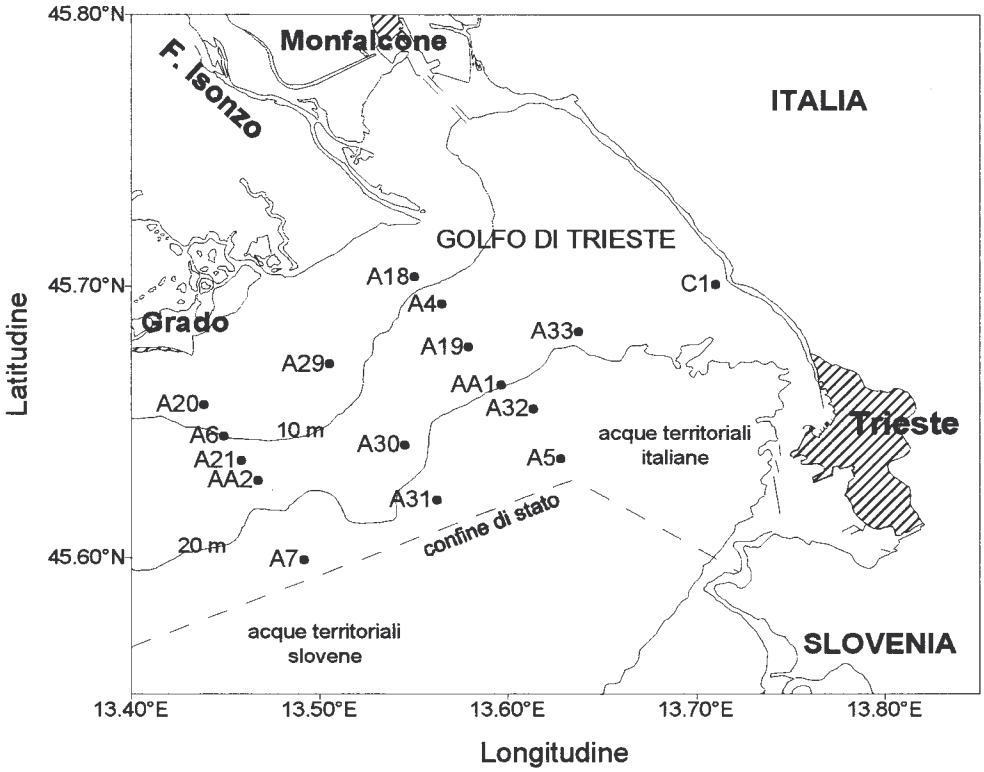


Fig. 1 - Area di indagine e stazioni di campionamento.
Study area and sampling stations.

Risultati

La notevole variabilità delle caratteristiche idrologiche del bacino dovuta a fattori geografici e ambientali è stata confermata anche in questi due anni. Nell'inverno 1999 si sono registrate temperature estremamente basse, nella primavera 2000 si assiste ad un rapido instaurarsi della stratificazione termica che si presenta particolarmente marcata in giugno 2000 ed infine temperature elevate vengono registrate nell'autunno 2000 (Fig. 2).

La distribuzione della salinità nel golfo è controllata principalmente dagli apporti del fiume Isonzo e dai flussi advettivi collegati alla corrente istro-dalmata. Questi ultimi sono stati particolarmente intensi nel periodo dicembre 1998 – marzo 2000 negli strati subsuperficiali e di fondo ($S \geq 38$). Masse d'acqua superficiali a basso tenore alino ($S < 30$) sono state osservate nell'ottobre 1999 e novembre 2000, mentre nella primavera 2000 tutto il bacino è stato interessato da masse d'acqua a salinità compresa tra 36.8 e 38.

I due cicli annuali dell'irradianza integrata sulla colonna d'acqua sono simili. Un forte incremento si osserva nel periodo marzo-maggio 2000 in corrispondenza dell'accentuato gradiente termico della colonna d'acqua (Figg. 2 e 3). In prossimità del fondo

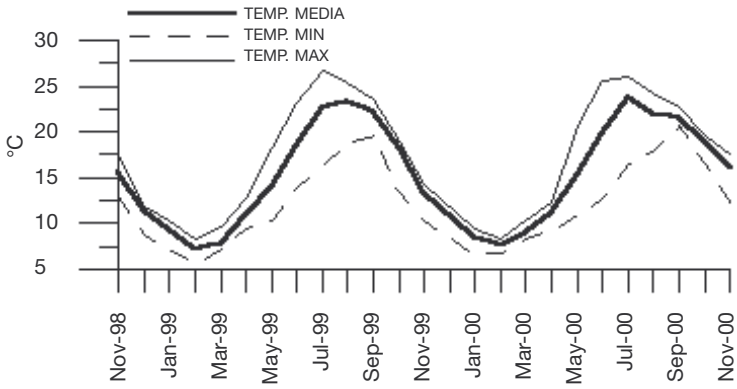


Fig. 2 - Serie temporale dei valori medi, minimi e massimi di temperatura.
Time series of mean, minimum and maximum temperature values.

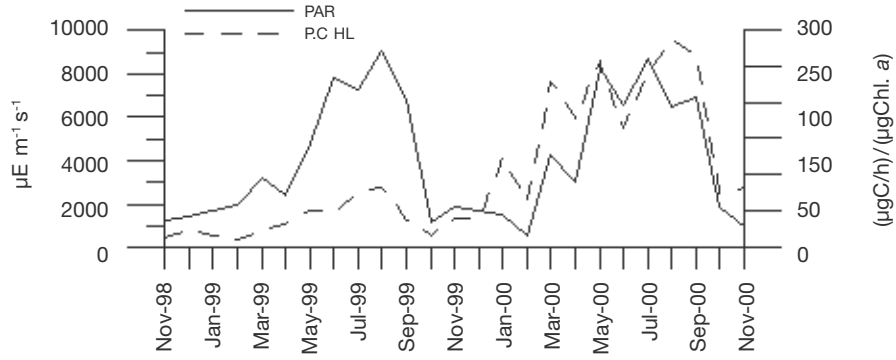


Fig. 3 - Serie temporale dei valori di irradianza integrati su colonna d'acqua e del rapporto tra produzione primaria e biomassa (chl. *a*).
Time series of integrated on water column values of both irradiance and photosynthetic rate.

la percentuale di irradianza media per i due anni è stata di 1.8±1.5%, 3.4±2.7% e 4.8±3.8% rispettivamente nelle stazioni AA1, C1 e A4, tale variabilità è dovuta alla differente batimetria e all'effetto schermante degli apporti isontini.

L'irradianza disponibile per il processo fotosintetico, registrata in prossimità dell'incubatore, è risultata paragonabile a quella misurata in barca, soprattutto in condizioni di cielo sereno o totalmente coperto (Tab. 1).

Tab. 1 - Rapporto R tra i valori di irradianza rilevati in laboratorio e quelli in barca.
Irradiance ratio R between values collected in lab and on boat.

Copertura cielo		**0 - 3/10**	**4/10 - 6/10**	**7/10 - 10/10**	**foschia e nebbia**
R	**media**	0,95	0,78	0,96	0,85
	dev. st.	0,07	0,31	0,22	0,43

I valori di irradianza utilizzati dalle cellule durante l'incubazione in vitro, sono stati comparati con quelli misurati direttamente in mare e la retta di regressione ottenuta presenta un coefficiente di correlazione di 0,92 per 47 gradi di libertà.

Confrontando la temperatura alle quote di campionamento con il valore medio impostato per l'incubazione, si è osservato una differenza massima inferiore a 2°C per il periodo invernale (ottobre-marzo), mentre in quello estivo, in condizioni di stratificazione, la differenza massima è stata di 6.5°C. In queste condizioni di stress termico, la capacità fotosintetica potrebbe ridursi notevolmente (Steemann Nielsen e Jorgensen, 1968).

La produzione primaria è stata stimata come media relativa alle tre ore di incubazione e trasformata da produzione di carbonio oraria ($mgCm^{-3}h^{-1}$) a giornaliera ($mgCm^{-2}d^{-1}$) considerando il rapporto tra l'irradianza giornaliera e quella nel periodo di incubazione.

Da un confronto dei dati della produzione primaria risulta che nel 2000 si registrano valori più elevati rispetto il 1999 e in particolare in settembre 2000 nella C1 viene raggiunto il massimo di 4300 $mgCm^{-2}d^{-1}$, sostenuto da piccole diatomee (Fig. 4).

Analizzando la biomassa degli organismi autotrofi, espressa come clorofilla *a* ($\mu g\ dm^{-3}$), e i dati di abbondanza fitoplanctonica totale (cell dm^{-3}), si osserva come ai valori massimi di clorofilla corrispondano i massimi di abbondanza cellulare. L'andamento temporale dei due parametri rispetta le successioni stagionali del fitoplancton (Margalef, 1958) con picchi in corrispondenza alle fioriture primaverili e tardo autunnali (Fig. 5).

La diversità specifica del microfitoplancton evidenzia buone corrispondenze tra l'abbondanza delle diatomee e quella totale della comunità. Le diatomee rappresentano sempre e in tutte le stazioni la quasi totalità del microfitoplancton con le specie *Chaetoceros* sp. presente in autunno, *Lauderia annulata* e *Skeletonema costatum* in primavera, come più volte descritto per la stessa area (Cabrini *et al*., 2000).

Il rapporto tra la produzione primaria e la biomassa come concentrazione di clorofilla *a* aumenta nel 2000 a causa degli elevati valori di produzione in tutte tre le stazioni, mentre l'integrale dell'irradianza trasmessa nella colonna d'acqua non evidenzia particolari differenze tra i due anni di indagine (Fig. 3).

Una stima approssimativa della capacità fotosintetica del bacino, per il periodo estivo ed invernale, può essere ricavata dalle curve P*vs*E (Fig. 6) secondo il modello di Platt (1980). Sebbene la notevole dispersione delle misure non consenta un'interpolazione statisticamente significativa, si osserva una tendenza alla fotolimitazione a partire da 1000 $\mu E/m^2/s$ e 350 $\mu E/m^2/s$ rispettivamente per il periodo estivo e quello invernale. A tali valori di irradianza è possibile associare i quozienti di assimilazione

di 20-25 e di 15-20 µgC (µgChl*a*)$^{-1}$h^{-1} per i due periodi. Da un'analisi più approfondita dell'andamento di tali parametri, considerando singolarmente le tre stazioni, è stata osservata una notevole variabilità spaziale e temporale dei parametri fotosintetici, estrapolati dalle curve P*vs*E.

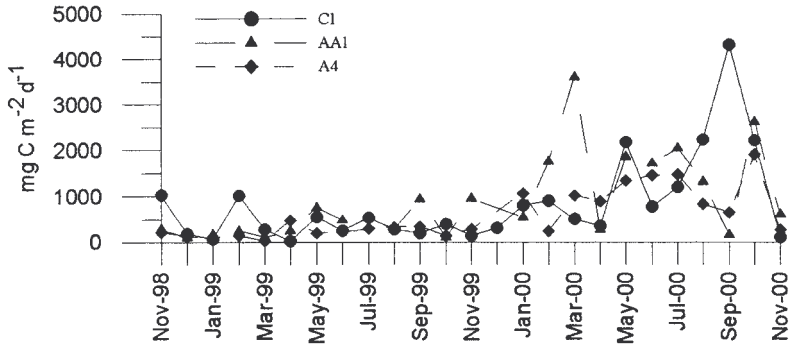


Fig. 4 - Serie temporale dei valori integrati su colonna d'acqua della produzione primaria giornaliera.
Time series of daily primary production values integrated on water column.

Conclusioni

Utilizzando i profili giornalieri di irradianza PAR è stata stimata una produzione primaria annua di 102 gCm^{-2}y^{-1} per il 1999 e di 390 gCm^{-2}y^{-1} per il 2000. I valori più elevati sono stati riscontrati in entrambi gli anni in primavera ed estate con l'instaurarsi nel bacino della stratificazione termica che innesca lo sviluppo delle diatomee di piccole dimensioni. In giugno e luglio 2000, in presenza di un gradiente termico superficie-fondo di 12°C e di cospicui aggregati gelatinosi si osservano ancora elevati valori di produzione primaria (30-60 gCm^{-2}mese^{-1}), mentre negli altri mesi la produzione è molto più bassa con minimi invernali inferiori a 1 gCm^{-2}mese^{-1}. La minore produzione osservata nel primo anno potrebbe essere legata alle ingressioni di acque meridionali.

Precedentemente Fonda Umani e Ghirardelli (1988) stimavano la produttività del golfo nella parte occidentale in 53 gCm^{-2}y^{-1} e, prima ancora, Buljan (1969) riteneva che la produzione dovesse attenersi a valori prossimi a 100 gCm^{-2}y^{-1}. Nella parte orientale del golfo Faganeli *et al.* (1982) valutavano la produzione primaria in 42 gCm^{-2}y^{-1} con valori giornalieri di 16-277 mgCm^{-2}d^{-1} nel periodo da luglio 1979 a giugno 1980 e più recentemente (1992) i valori vanno da 49 a 1190 mgCm^{-2}d^{-1} (Malej *et al.,* 1995), confermando anche per quest'area un aumento della organicazione del carbonio.

In generale, dall'analisi dei dati mensili della produzione primaria emerge una tendenza all'aumento della bioproduttività in tutto il Golfo di Trieste.

Per calibrare e migliorare la validità di questo metodo sono comunque necessari ulteriori esperimenti di incubazione, allestiti contemporaneamente *in situ* e *in vitro*, intensificandone al tempo stesso la frequenza e valutando la disponibilità dei sali nutritivi nel sistema.

Inoltre, allo scopo di identificare il ruolo delle frazioni pico-, nano- e microfitoplanctoniche nei flussi di trasferimento energetico, risulterebbe interessante determinare il contributo di ciascuna di queste componenti al processo di bioproduzione.

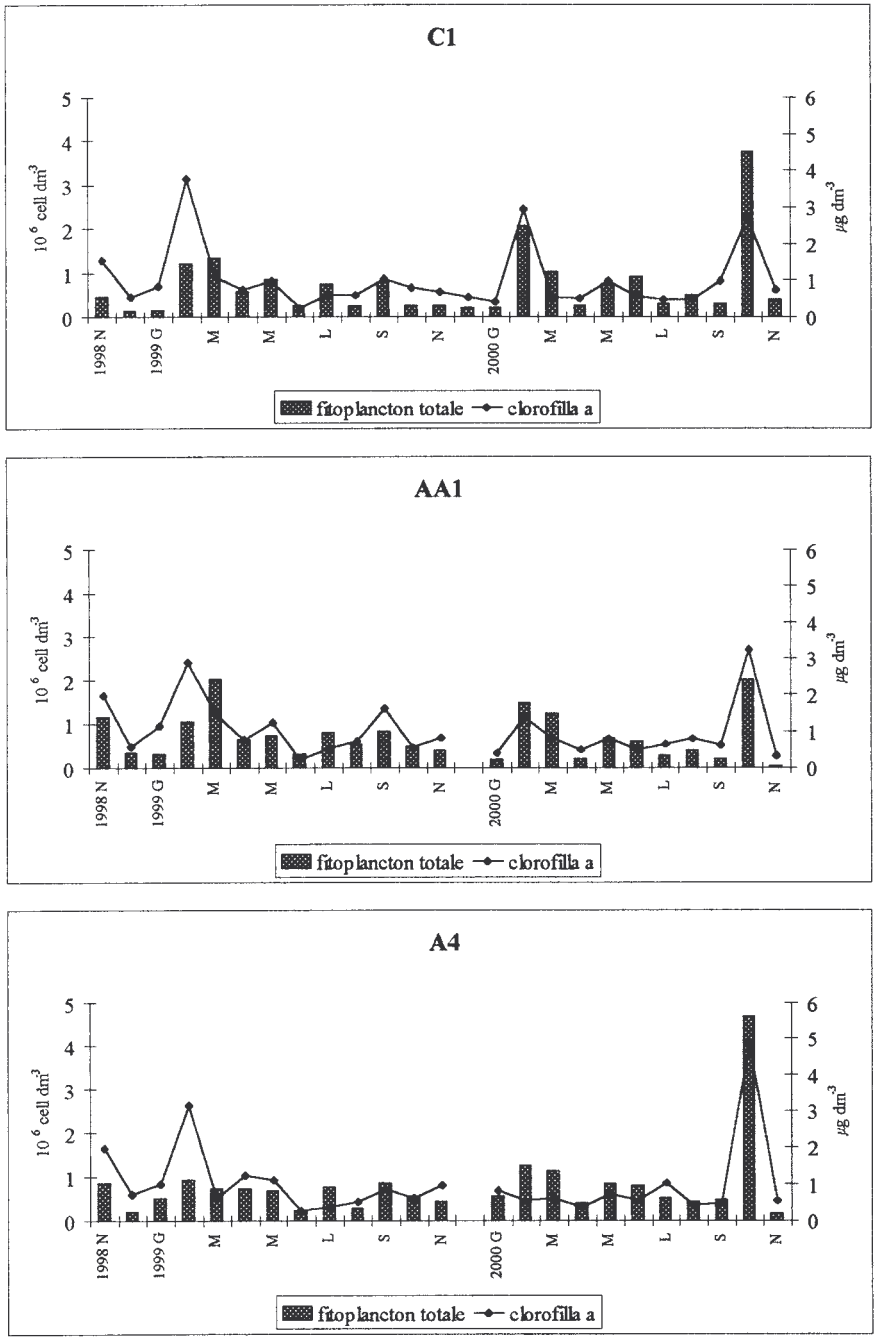


Fig. 5 - Serie temporale della comunità microfitoplanctonica e della clorofilla *a.*
Time series of microphytoplanktonic community and clorophyll a.

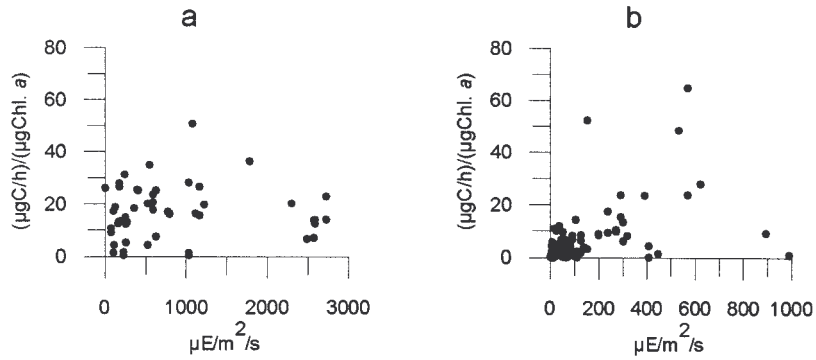


Fig. 6 - Rapporto tra produzione primaria e biomassa in funzione dell'irradianza in estate (a) ed in inverno (b).

Photosynthetic rate as a function of irradiance in Summer (a) and in Winter (b).

Summary

Primary production estimates were carried out monthly with radioisotope ^{14}C technique on samples collected in the Gulf of Trieste. The sampling activities were performed in a coastal site at four depths (C1) and in two offshore sites at three or four depths (AA1 and A4). Photosynthetically available radiation (PAR) was measured on board during the sampling and in laboratory all day long. The computed annual production was 102 $gCm^{-2}y^{-1}$ in 1999 and 390 $gCm^{-2}y^{-1}$ in 2000.

Previously the bioproduction in the Gulf of Trieste was estimated up to 53 $gCm^{-2}y^{-1}$ in the western side (Fonda Umani and Ghirardelli, 1988) and 42 $gCm^{-2}y^{-1}$in the eastern side according to Faganeli *et al*. (1982). The lower values observed in 1999 are probably due to the advection of high salinity southern waters. High values of primary production were measured during spring and summer 2000 with settlement of a strong thermal stratification and the presence of massive gelatinous aggregates.

Ringraziamenti

Si ringraziano la dr.ssa Cinzia De Vittor e il dr. Francesco De Prà per le analisi della clorofilla e il personale tecnico e scientifico del Laboratorio di Biologia Marina impegnato nelle campagne di raccolta dei campioni. Un particolare ringraziamento ai revisori per le costruttive indicazioni.

Bibliografia

BULJAN M. (1969) - La produttività dell'Adriatico stimata in base alle sue proprietà idrografiche. In*: Il patrimonio ittico dell'Adriatico: difesa e valorizzazione*. Conv. Italo-Jugoslavo, Venise: 3-15.

CABRINI M., CATALETTO B., FONDA UMANI S., MILANI L., PAVESI C. (1992) - Food webs in the gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea). *Rapp. Comm. int. Mer Medit*., **33**: 367 pp.

CABRINI M., SALVI C., COK S. (1997) - Rapporti tra le condizioni ambientali e il particellato nel Golfo di Trieste. *Biol. Mar. Medit*., **4** (1): 577-578.

CABRINI M., COK S., PECCHIAR I. (2000) - Dinamica e struttura del fitoplancton nella fascia costiera del golfo di Trieste*. Biol. Mar. Med.*, **7** (1): 850-853.

CATALETTO B., CABRINI M., FONDA UMANI S., MILANI L., PAVESI C. (1993) - Variazioni del contenuto in C della biomassa fito-, microzoo- e mesozoo-planctonica nel golfo di Trieste. *Biol. Mar.* (Suppl.), **1**: 141-144.

FAGANELI J., FANUKO N., STEGNAR P., VUKOVIC A. (1982) - Studies on primary production in the Gulf of Trieste (North Adriatic*). Acta Adriat.*, **23** (1/2): 53-60.

FALKOWSKI P.G., RAVEN J.A. (1997) - *Aquatic photosynthesis*. Blackwell Science, USA: 375 pp.

FONDA UMANI S., GHIRARDELLI E. (1988) - Caratteristiche chimiche e fisiche del Golfo di Trieste. *Hydrores*, Hydrores Information, **6**: 71-82.

FONDA UMANI S., SUN CHENG YONG, FEOLI E., CATALETTO B., CABRINI M., MILANI L. (1994) - Is it possible to identify any plankton succession in the gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea)? In: Eleftheriou A. *et al.* (eds), *Biology and Ecology of Shallow Coastal Waters*, Olsen and Olsen, Denmark: 59-65.

FONDA UMANI S. (1996) - Pelagic production and biomass in the Adriatic Sea. *Scientia Marina*, **60** (Suppl. 2): 65-77.

GARGAS E. (1975) - A manual for phytoplankton primary production studies in the Baltic. In: Gargas E. (ed), *The Baltic marine biologist*: 1-18.

LORENZEN C.J., JEFFREY S. (1980) - Determination of chlorophyll in seawater. SCOR-UNESCO. *Technical Papers in Marine Science*, **35**: 1-20.

MALEJ A., MOZETIC P., MALACIC V., TERZIC S., AHEL M. (1995) - Phytoplankton responses to freshwater inputs in a small semi-enclosed gulf (Gulf of Trieste, Adriatic Sea). *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **120**: 111-121.

MARGALEF R. (1958) - Temporal succession and spatial heterogenity in phytoplankton. In: Buzzati, Traverso (eds), *Perspective in Marine Biology*, Univ. Calif. Press, Berkeley and Los Angels: 323-347.

MOZETIC P., FONDA UMANI S., CATALETTO B., MALEJ A. (1998) – Seasonal and inter-annual plankton variability in the Gulf of Trieste (northern Adriatic). *ICES J. Mar. Sci.,* **55** (4): 711-722.

PLATT T., GALLEGOS C.L., HARRISON W.G. (1980) – Photoinhibition of photosynthesis in natural assemblages of marine phytoplankton. *Journal of Marine Research*, **38**: 687-701.

STEEMANN NIELSEN E. (1952) - The use of radioactive ^{14}C for measuring organic production in the sea. *J. Cons. Perm. Int. Expl. Mer*, **18**: 117-140.

STEEMANN NIELSEN E., JØRGENSEN E.G. (1968) – The adaptation of plankton algae. *Physiol. Plant.*, **21** (401-13): 335-336.

ZINGONE A., HONSELL G., MARINO D., MONTRESOR M., SOCAL G. (1990) - Fitoplancton. In: Innamorati M., Ferrari I., Marino D. , Ribera D'Alcalà M. (eds), *Metodi nell'ecologia del plancton marino*, Nova Thalassia, **11** (Suppl.): 183-198.

Questa ricerca è stata sostenuta nell'ambito del programma comunitario INTERREG 2 Italia-Slovenia finalizzato al piano di monitoraggio dell'Alto Adriatico (Convenzione Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia e Laboratorio di Biologia Marina di Trieste).

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 374-382

F. Bernardi Aubry, F. Acri, M. Bastianini, A. Berton, F. Bianchi,
A. Lazzarini, A. Pugnetti, G. Socal

C.N.R., Istituto di Biologia del Mare, Castello 1364/A - 30100 Venezia, Italia.

VARIAZIONI STAGIONALI DELLE COMUNITÀ FITOPLANCTONICHE E DELLA PRODUTTIVITÀ PRIMARIA IN ADRIATICO SETTENTRIONALE (LUGLIO 1999-LUGLIO 2000)

SEASONAL VARIATIONS OF THE PHYTOPLANKTON COMMUNITIES AND OF THE PRIMARY PRODUCTION IN THE NORTHERN ADRIATIC SEA (JULY 1999-JULY 2000)

Abstract

The phytoplankton biomass and productivity were studied monthly in an offshore and in a coastal station of the North-Western Adriatic Sea from July 1999 to July 2000. Phytoplankton biomass, abundance and primary production were significantly higher in the coastal area. However, the phytoplankton composition was qualitatively quite similar in both stations and similar seasonal patterns were evident. The photosynthetic efficiencies in the oligotrophic area were often greater than, or very similar to, the coastal one, suggesting that the main impact of riverine nutrients was addressed on biomass and not on the efficiency of production.

Key-words: *Northern Adriatic Sea, phytoplankton, primary productivity.*

Introduzione

È noto che nell'Adriatico Settentrionale la biomassa fitoplanctonica e la produzione primaria siano profondamente influenzate dalla variabilità idrologica, a scala sia spaziale che temporale. Sono a tutt'oggi poche le informazioni relative a comunità fitoplanctonica e produzione primaria nell'area nord-occidentale (Franco, 1983, 1984; Zoppini *et al.*, 1995; Alberighi *et al.*, 1997; Heilmann e Richardson, 1999; Socal *et al*., 2001), che risente maggiormente degli apporti fluviali ed è pertanto caratterizzata da una variabilità spaziale e temporale particolarmente accentuata per quanto riguarda la struttura della colonna d'acqua e la disponibilità dei nutrienti. In particolare si evidenzia la carenza di studi condotti con periodicità regolare così da permettere di seguire le variazioni della biomassa e della produzione fitoplanctonica, in relazione a quelle dei principali parametri idrologici, sia su base stagionale che annuale. Colmare questa carenza è stato, pertanto, uno degli obiettivi principali di questo lavoro. Allo scopo di valutare anche la variabilità spaziale nella porzione occidentale dell'Adriatico Settentrionale, sono state scelte due stazioni, ben differenziate per quanto riguarda il campo di densità, la concentrazione dei nutrienti e la attenuazione della luce lungo la colonna d'acqua (Alberighi *et al.*, 1997). Una (stazione C10) è a carattere oligotrofico ed è rappresentativa di una condizione di mare aperto, l'altra (stazione E06) a carattere mesotrofico, risente maggiormente degli apporti del Po e presenta caratteristiche costiere.

Infine, particolare attenzione è stata rivolta alle dinamiche della comunità fitoplanctonica nel trimestre maggio-luglio 2000, nel corso del quale si è osservato lo sviluppo di massicce quantità di aggregati gelatinosi in gran parte dell'Adriatico settentrionale.

Materiali e metodi

Le due stazioni prese in considerazione (Fig. 1), C10 (12°45.60 E, 45°15.00 N) ed E06 (12°46.30 E, 44°57.50 N), hanno una colonna d'acqua di circa 30 m. Da luglio 1999 a luglio 2000 sono state effettuate con la N/O D'Ancona 8 e 9 crociere rispettivamente nella st. E06 e nella st. C10. In entrambe sono stati presi in considerazione i seguenti parametri idrobiologici:

– lungo tutta la colonna d'acqua: temperatura e salinità (con profilatore multiparametrico CTD Idronaut mod. 316), irradianza PAR (con profilatore Biospherical, mod. PNF 300);
– a quote discrete fisse (superficie, 1, 5, 15 e ad 1 m dal fondo): macronutrienti disciolti ($N\text{-}NH_3$, $N\text{-}NO_2^-$, $N\text{-}N0_3^-$, $P\text{-}PO_4^{3-}$, $Si\text{-}SiO_4^{4-}$) analizzati secondo Grasshoff e Erhardt (1976), clorofilla *a* (valutata con il metodo fluorimetrico secondo Holm-Hansen *et al.,* 1965), fitoplancton (Utermhöl, 1958) e produzione primaria (con ^{14}C ed incubazione *in situ* secondo Lewis e Smith, 1983). Per ogni specie fitoplanctonica è stato determinata la misura del volume cellulare ed il contenuto di carbonio secondo Edler (1979). La produzione primaria giornaliera è stata stimata secondo Platt (1971); la produzione annuale è stata ottenuta per integrazione dei dati giornalieri.

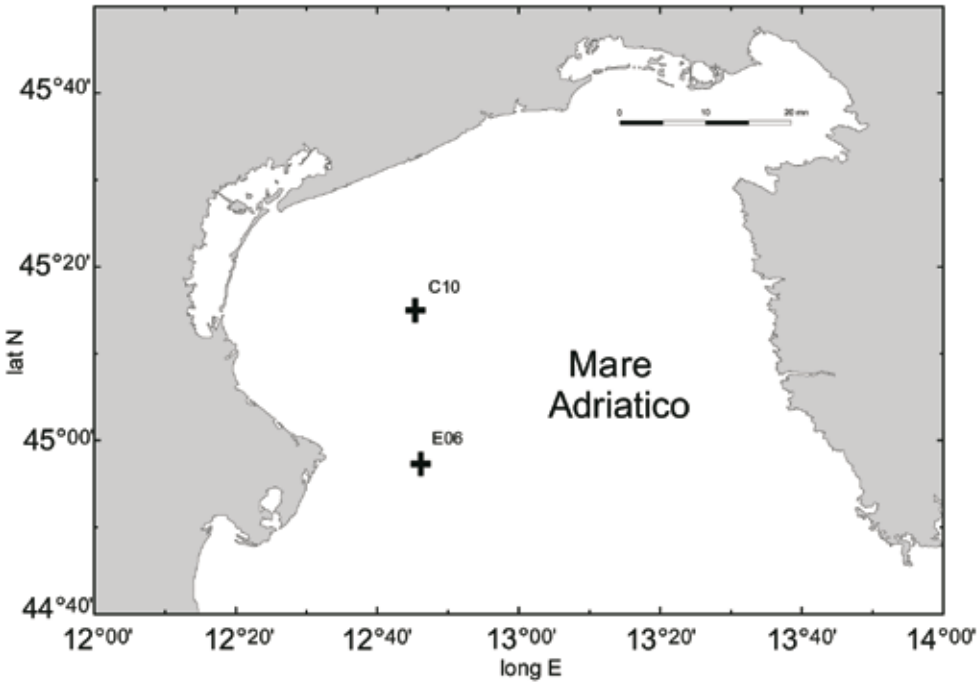


Fig. 1 - Localizzazione delle stazioni di campionamento.
Sampling stations.

Risultati

Caratteristiche idrologiche e fotoattenuazione - Nel periodo indagato la struttura termo-alina della colonna d'acqua è stata caratterizzata da una netta stratificazione

nel periodo aprile-ottobre e da rimescolamento nel periodo novembre-marzo. La stratificazione è stata principalmente termica nella stazione settentrionale (C10), mentre in quella meridionale (E06), si è osservata anche una forte stratificazione alina, per l'effetto dell'espansione della plume del Po che ha interessato principalmente lo strato superficiale. Le due stazioni si sono differenziate in modo significativo per quanto riguarda la salinità e per la concentrazione dei nutrienti inferiore la prima e superiore la seconda nella st. E06 (Tab. 1).

Tab. 1 - Valori medi, deviazioni standard, range di variazione nell'anno di alcuni parametri fisici, chimici e biologici e loro confronto tra le due stazioni (significatività (**) $p < 0.01$; (*) $p < 0.05$).

Simple statistics for each parameter in the sampled stations (C10 and E06 and their comparison between the two stations significant values (**) $p < 0.01$; (*) $p < 0.05$).

	Media ± dev. st.			***range***	***range***
	C10	**E06**		**C10**	**E06**
Temperatura (C)	17,2 ± 5,5	17,1 ± 5,7		8,5 – 24,9	5,8 – 24,3
Salinità	37,1 ± 1,3	36,1 ± 3,1	*	34,1 – 38,5	22,6 – 38,5
DIN (µM)	2,1 ± 3,3	6,7 ± 14,1	*	0,1 – 22,1	0,1 – 79,9
Si-SiO$_4$ (µM)	3,0 ± 2,4	5,5 ± 7,2	*	0,1 – 10,7	0,1 – 38,6
P-PO$_4$ (µM)	0,06 ± 0,07	0,07 ± 0,10		0 – 0,31	0,01 – 0,59
Clorofilla a (µg/dm^3)	0,7 ± 0,4	1,5 ± 1,8	**	0,2 – 1,6	0,2 – 8,1
Fitoplancton(cell/dm^3*10^6)	0,8 ± 0,9	1.7 ± 1,6	**	0,08 – 0,3	0,09 – 7,4

In entrambe le stazioni la fotoattenuazione è stata generalmente più pronunciata nel primo metro d'acqua; tuttavia, in questo strato sia l'abbattimento percentuale dell'irradianza incidente che il coefficiente di attenuazione K_0 (Kirk, 1983), compreso fra 0,2 e 0,9 m^{-1} (st. E06) e fra 0,1 e 0,6 m^{-1} (st. C10), sono stati molto variabili e non significativamente diversi nelle due stazioni.

Composizione, abbondanza e biomassa della comunità fitoplanctonica - In entrambe le stazioni la composizione della comunità fitoplanctonica è stata caratterizzata dalla prevalenza di diatomee e nanoflagellati, con una dominanza a diatomee più netta nella stazione E06; le coccolitine sono state osservate con abbondanze relative significative solo nella stazione C10 nei mesi invernali, le dinoflagellate nel periodo primaverile-estivo. Ciò che ha differenziato in modo significativo le due stazioni sono stati i valori di abbondanza totale del fitoplancton (Tab. 1), più elevati nella stazione E06. Il ciclo annuale è stato caratterizzato in entrambe le stazioni da tre periodi di crescita, in primavera, in estate e in autunno, e da valori minimi nel periodo invernale. Anche la variazione della composizione specifica è stata molto simile nelle due stazioni (Tab. 2).

Analogamente a quanto osservato per le abbondanze fitoplanctoniche, la stazione E06 ha presentato concentrazioni di clorofilla *a* significativamente più alte della stazione C10 (Tab. 1). Nella stazione E06 i picchi si sono sempre osservati nei primi 5 m d'acqua, mentre nella stazione C10 si è osservata una maggiore uniformità dei valori sia lungo la colonna d'acqua che nel corso dell'anno.

Produzione primaria - Nella stazione C10 nell'estate 1999 la produzione primaria (PP) è variata tra 2 e 3 mg C m^{-3} h^{-1} lungo tutta la colonna d'acqua ed è stata stimata una PP giornaliera di circa 400 mg C m^{-2} d^{-1} (Tab. 3). Nei mesi autunnali e invernali non sono cambiati tanto i valori massimi di PP, compresi fra 2 e 4 mg C m^{-3} h^{-1}, quanto l'ampiezza dello strato produttivo, limitato ai primi 5 m della colonna: la PP giornaliera

integrata lungo la colonna è stata pertanto molto minore che in estate (Tab. 3). I valori più alti di PP, sia oraria (fra 5 e 11 mg C m^{-3} h^{-1}) che giornaliera (Tab. 3), sono stati osservati in maggio e in giugno 2000. Nella stazione E06 la PP appare concentrata nei primi 5 m della colonna d'acqua, dove si sono misurati valori sempre molto superiori a quelli della stazione C10, fra 4 e 40 mg C m^{-3} h^{-1}. Nel resto della colonna d'acqua l'attività fotosintetica diminuisce drasticamente raggiungendo valori molto vicini o inferiori a quelli misurati nella st. C10 (fra 0,1 e 2 mg C m^{-3} h^{-1}). Anche nella stazione E06 sia i picchi di PP oraria che la PP giornaliera integrata sulla colonna d'acqua sono stati più alti nella primavera 2000 (Tab. 3).

Tab. 2 - Successione stagionale delle specie principali e percentuali medie stagionali.
Relative mean abundance of the main phytoplankton species in the different seasons.

		C10	**E06**
estate	Nanoflagellati	27	27
	Criptoficee	15	15
	Pseudo-nitzschia delicatissima complex	12	14
	Gymnodinium spp	9	7
	Emiliania huxley	5	5
	Proboscia alata	5	1
	Dactyliosolen fragilissimus	1	5
	Cerataulina pelagica	5	3
autunno	Nanoflagellati	15	19
	Criptoficee	7	9
	Emiliania huxley	11	13
	Chaetoceros spp	6	7
	Thalassionema frauenfeldii	5	5
inverno	Nanoflagellati	22	11
	Criptoficee	13	7
	Skeletonema costatum	1	22
	Pseudo-nitzschia delicatissima complex	10	10
	Gymnodinium spp	6	3
	Emiliania huxley	14	5
	Chaetoceros spp	6	10
primavera	Nanoflagellati	28	26
	Criptoficee	17	14
	Pseudo-nitzschia delicatissima complex	17	21
	Thalassiosira sp.	12	13

Tab. 3 - Valori di produzione giornaliera integrate sulla colonna (mg C m^{-2} d^{-1}) nelle due stazioni.
Daily integrated primary production (mg C m^{-2} d^{-1}) in the two stations.

Data	C10	E06
Luglio 1999	415	146
Agosto 1999	-	965
Settembre 1999	390	228
Ottobre 1999	-	-
Novembre 1999	143	605
Dicembre 1999	80	-
Gennaio 2000	115	171
Febbraio 2000	-	-
Marzo 2000	-	-
Aprile 2000	-	-
Maggio 2000	1224	1477
Giugno 2000	680	1205
Luglio 2000	233	403

La quantità di carbonio prodotto per unità di clorofilla (tasso di produzione specifico, P_b; mg C(mg chl)$^{-1}$h^{-1}) è spesso maggiore nella stazione C10 rispetto alla stazione E06 (Fig. 2). In entrambe le stazioni P_b tende a diminuire con la profondità e ad assumere i valori più alti nei mesi primaverili ed estivi.

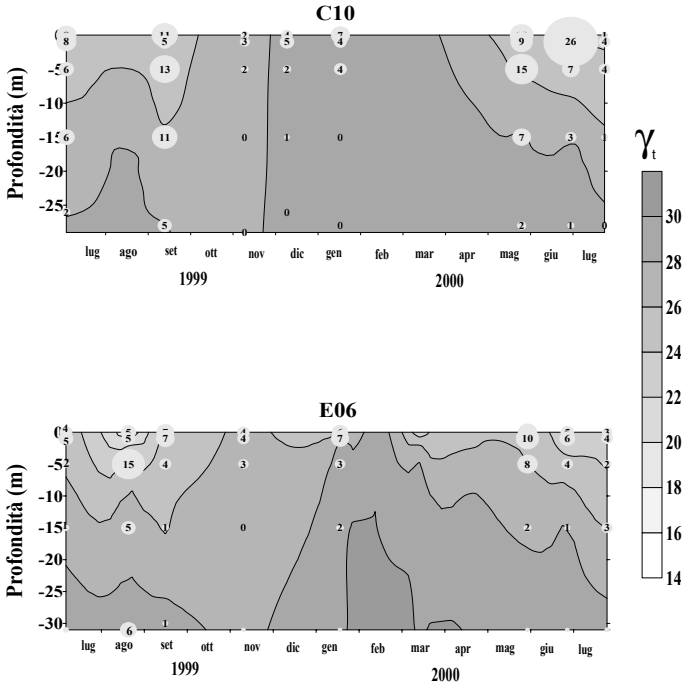


Fig. 2 - Variazione nel tempo e lungo la colonna d'acqua del tasso di assimilazione specifico (P_b: mg C (mg chl a)$^{-1}$ h^{-1}) in relazione al campo di densità (anomalia di densità γ_t: kg m^{-3}).
Temporal and vertical variations of the specific assimilation rate (P_b: mg C (mg chl a)$^{-1}$ h^{-1}) in relation with the density field (anomaly of density γ_t: kg m^{-3}).

Periodo maggio-luglio 2000 - Nei mesi di maggio e di giugno il fitoplancton nelle due stazioni ha presentato un'evoluzione simile (Figg. 3 e 4). In maggio la comunità fitoplanctonica era principalmente composta da specie di piccole dimensioni: *Thalassiosira* sp., *Pseudo-nitzschia delicatissima* complex e nanoflagellati; le dimensioni medie della comunità, la biomassa (in termini di carbonio) e il rapporto fra il carbonio fitoplanctonico e la clorofilla *a* sono stati i più bassi del periodo. Al contrario, sia la PP giornaliera che P_b hanno raggiunto il massimo del periodo e, pertanto, il tempo di rinnovo dell'intero standing crop (carbonio da fitoplancton/PP giornaliera) è risultato essere molto veloce. Nel mese di giugno la sostituzione di *Thalassiosira* sp. da parte di *Cerataulina pelagica* ha causato un notevole aumento delle dimensioni medie della

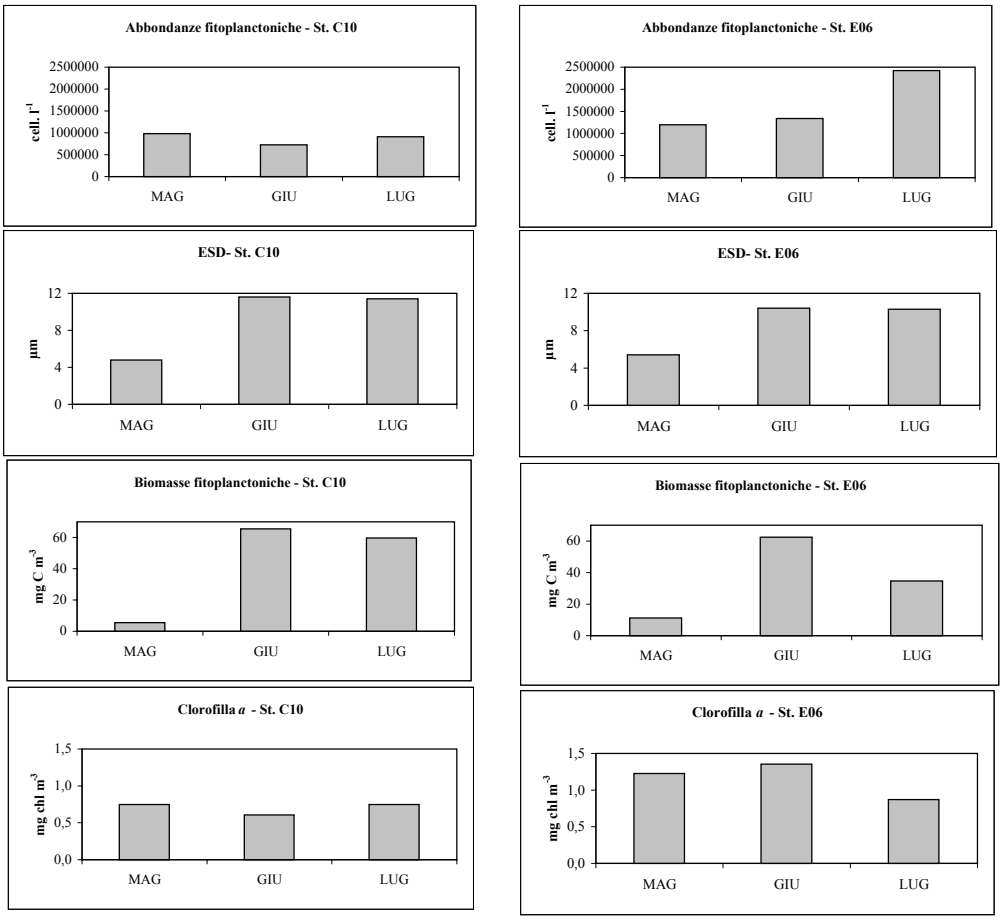


Fig. 3 - Valori medi nella colonna d'acqua di abbondanza, dimensioni medie (diametro sferico equivalente: ESD), carbonio e clorofilla *a* della comunità fitoplanctonica nel trimestre maggio-luglio 2000.

Average values in the water column of abundance, equivalent spherical diameter (ESD), carbon and chlorophyll a *of the phytoplankton community in the period May-July 2000.*

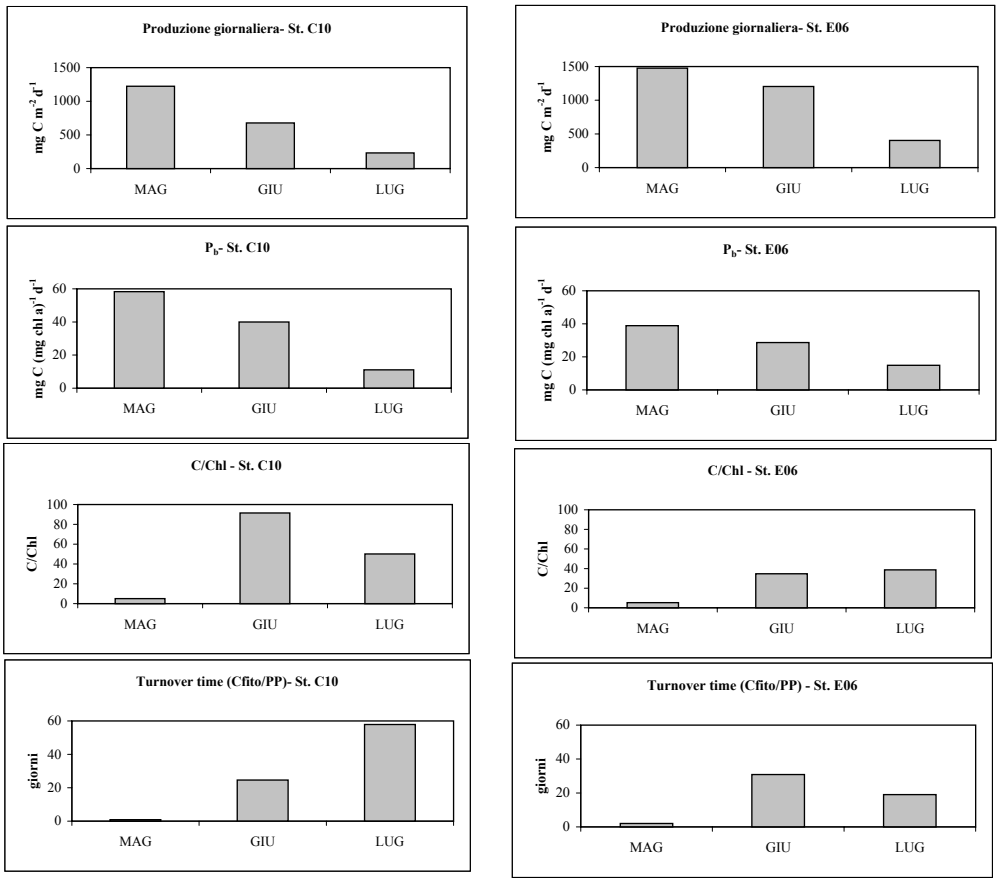


Fig. 4 - Valori medi nella colonna d'acqua di produzione, tasso di assimilazione specifico (P_b), rapporto carbonio/clorofilla *a* e tempo di turnover della comunità fitoplanctonica nel trimestre maggio-luglio 2000.

Average values in the water column of production, specific assimilation rate (P_b), carbon/chlorophyll a *ratio and turnover time of the phytoplankton community in the period May-July 2000.*

comunità e della biomassa; tale aumento non è stato accompagnato da un aumento della clorofilla *a* e, pertanto, il rapporto Cfito/Chl *a* è stato molto più alto che in maggio. Sia la PP giornaliera che l'efficienza fotosintetica sono state più basse che in maggio, mentre è aumentato il tempo di turnover dello standing crop. In luglio (Figg. 3 e 4), nella stazione C10 la composizione specifica, le abbondanze ed i valori di biomassa sono rimasti simili a quelli del mese precedente, mentre i valori di produzione e di efficienza hanno raggiunto i valori minimi del periodo ed i tempi di turnover i valori massimi. Nella stazione E06 il popolamento fitoplanctonico è cambiato, essendo composto principalmente da nanoflagellati; rispetto al mese precedente biomassa, clorofilla *a*, PP, P_b, tempo di turnover hanno presentato una diminuzione dei loro valori.

Discussione e conclusioni

Da un punto di vista qualitativo la comunità fitoplanctonica è molto simile nelle due stazioni prese in considerazione: il fitoplancton è, infatti, composto principalmente da nanoflagellati e da diatomee e, tra queste, le medesime specie risultano dominanti nella successione annuale. Ciò che differenzia le due stazioni è invece la quantità di fitoplancton presente: le abbondanze fitoplanctoniche e le concentrazioni di clorofilla *a* sono statisticamente più alte nella stazione costiera (E06), considerando sia i massimi raggiunti che i valori integrati lungo la colonna d'acqua. Complessivamente, da questa comunità viene fissata una quantità più elevata di carbonio rispetto a quanto avviene nella stazione più al largo (C10). Tuttavia ciò non dipende da una maggiore efficienza della comunità ma è principalmente conseguenza della maggior abbondanza del fitoplancton presente. La produzione specifica (P_b) è infatti simile o, più spesso, minore che nella stazione localizzata più al largo. La diversa quantità di nutrienti nelle due stazioni sembra pertanto esercitare il suo effetto principalmente sulla quantità di biomassa presente e non sul tasso di assimilazione specifica del carbonio. In entrambe le stazioni i valori di P_b misurati sono comunque piuttosto elevati, spesso compresi fra 5 e 10 mg C (mg chl a^{-1}) h^{-1} e con massimi superiori a 10 mg C (mg chl a^{-1}) h^{-1}: valori di questo tipo vengono indicati come caratteristici di acque dove non c'è limitazione da nutrienti (Curl e Small, 1965; Cotè e Platt, 1983; Lohrenz *et al.*, 1994). I valori più alti di PP, sia oraria che giornaliera, sono stati osservati, in entrambe le stazioni, nel trimestre nel quale sono comparsi gli aggregati gelatinosi. In questo periodo è stato possibile evidenziare notevoli cambiamenti nelle caratteristiche strutturali e funzionali della comunità fitoplanctonica; tuttavia questi cambiamenti sono difficilmente correlabili con la comparsa del fenomeno, mentre sono più probabilmente tipici del passaggio da una comunità primaverile a una estiva.

Infine, sulla base dei dati di produzione giornaliera è stato possibile effettuare una stima della PP annuale nelle due stazioni. Benché queste stime si siano basate sull'integrazione di un numero limitato di dati di PP giornaliera, i valori (113 e 192 g C m^{-2} a^{-1}, rispettivamente per la stazione al largo e per quella costiera) sono molto simili a quelli riportati da altri Autori in Adriatico (Gilmartin e Revelante, 1983; Petkovic e Marasovic, 1988; Degobbis e Gilmartin, 1990; Zoppini *et al.*, 1995; Heilmann e Richardson, 1999), che risultano compresi tra 90 e 110 g C m^{-2} a^{-1}, per le acque al largo e tra 130 e 210 g C m^{-2} a^{-1} per le acque costiere.

Summary

The phytoplankton biomass and productivity were studied in two stations of the North-Western Adriatic Sea: the first in offshore and the second in a coastal area affected by river inputs. From July 1999 to July 2000, temperature and salinity, dissolved inorganic nutrients, primary production, clorophyll *a*, composition and abundance of phytoplankon were determined monthly. The effect of the low-salinity and nutrient-enriched waters was evident in the coastal station where all the parameters showed a marked heterogeneity along the water column and on the temporal scale. By contrast, the offshore station showed a more uniform distribution in the water column, a general oligo-mesotrophic condition and a temporal variability mainly driven by the seasonal variations of the thermal budget. Notwithstanding these marked differences among the two areas, the phytoplankton composition was qualitatively quite similar in both stations and similar seasonal patterns were evident. Phytoplankton biomass, abundance and primary production were significantly higher in the coastal area. However, the photosynthetic efficiencies in the oligotrophic area were often greater than, or very similar to, the coastal one, suggesting that the main impact of riverine nutrients was addressed on biomass and not on the efficiency of production.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano i Sigg. Arduino Cesca, Fabrizio Cioce, Luciano Craboledda, Giani Penzo e Stefano Tortato per la loro assistenza a bordo. Si ringrazia inoltre il comandante e l'equipaggio della nave oceanografica U. D'Ancona.

Bibliografia

ALBERIGHI L., FRANCO P., BASTIANINI M., SOCAL G. (1997) - Produttività primaria, abbondanza fitoplanctonica e campo di irradianza in due stazioni dell'Adriatico Settentrionale. Crociere Marzo e Giugno 1994. *Biol. Mar. Medit.*, **4** (1): 17-23.

COTÉ B., PLATT T. (1983) - Day-to-day variations in the spring-summer photosynthetic parameters of coastal marine phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, **28** (2): 320-344.

CURL H., SMALL L.F. (1965) - Variations in photosynthetic assimilation ratios in natural marine phytoplankton communities. *Limnol. Oceanogr.*, **10**: 67-73.

DEGOBBIS D., GILMARTIN M. (1990) - Nitrogen, phosphorous and biogenic silicon budgets for the Northern Adriatic Sea. *Oceanologica Acta,* **13** (1): 31-45.

EDLER L. (1979) – Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea. Phytoplankton and chlorophyll. *BMB Publication,* **5**: 38 pp.

FRANCO P. (1983) - Distribuzione verticale della produttività primaria e struttura della colonna d'acqua nell'Adriatico Settentrionale. *Atti del 5° Congresso AIOL, Stresa, 19-22 May 1982*: 515-524.

FRANCO P. (1984) - Fattori influenti sulla produttività primaria dell'Adriatico Settentrionale. *Bollettino di Oceanologia Teorica e Applicata*, **2 (**2): 125-140.

GILMARTIN M., REVELANTE N. (1983) - The phytoplankton of the Adriatic Sea. Standing crop and primary production. *Thalassia Jugoslav*ica, **19**: 173-188.

GRASSHOFF K., ERHARDT M. (1976) - Automated chemical analysis. In: *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chemie, New York: 263-297.

HEILMANN J.P., RICHARDSON K. (1999) - Phytoplankton distribution and activity in the Nortern Adriatic Sea. In: T.S. Hopkins, A. Artegiani, G. Cauwet, D. Degobbis, A. Malej (eds), *The Adriatic Sea*. Ecosystem Research Report N. 32. Proceedings of the Workshop "Physical and biogeochemical processes in the Adriatic Sea", Portonovo (Ancona), Italy, 23-27 April 1996: 347-361.

HOLM-HANSEN O., LORENZEN C.J., HOLMES R.W., STRICKLAND J.D.H. (1965) - Fluorimetric determination of chlorophyll. *J. Cons. perm. Int. Explor. Mer*., **30**: 3-15.

KIRK J.T.O. (1983) - *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. Cambridge University Press: 401 pp.

LEWIS M.R., SMITH J.C. (1983) - A small volume, short-incubation-time method for measurements of photosynthesis as a function of incident irradiance. *Mar. Ecol Prog. Ser.,* **13**: 87-94.

LOHRENZ S.E., FAHNENSTIEL G.L., REDALJE D.G. (1994) - Spatial and temporal variations of photosynthetic parameters in relation to environmental conditions in coastal waters of the Northern Gulf of Mexico. *Estuaries*, **17**: 779-795.

PLATT T. (1971) - The annual production of phytoplankton in St. Margaret's Bay, Nova Scotia. *J. Cons. Explor. Mer.*, **33** (3): 324-333.

PUCHER-PETKOVIC T., MARASOVIC I. (1988) - Changes of productivity conditions in the open Middle Adriatic – Eutrophications indicators. *Pomorski Zbornik,* **26** (1): 585-593.

SOCAL G., PUGNETTI A., ALBERGHI L., ACRI F. (in press) - Observations on phytoplankton productivity in relation to hidrography in NW Adriatic. *Chemistry and Ecology*, **18**.

UTHERMÖL H. (1958) - Zur Vervollkomnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Limnol*., **9**: 1-38.

ZOPPINI A., PETTINE M., TOTTI C., PUDDU A., ARTEGIANI A., PAGNOTTA R. (1995) - Nutrients, Standing Crop and Primary Production in Western Coastal Waters of the Adriatic Sea. *Est. Coast. Shelf Sci*., **41**: 493-513.

Il presente lavoro è stato svolto dall'Istituto di Biologia del Mare di Venezia nell'ambito del Progetto INTERREG II, programma finanziato dalla Comunità Europea.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 383-390

C. Facca, A. Sfriso, G. Socal*

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Venezia, Calle Larga 2137 - 30123 Venezia, Italia.
* CNR, Istituto di Biologia del Mare, Castello 1364/A - 30122 Venezia, Italia.

PHYTOPLANKTON SPATIAL AND TEMPORAL DISTRIBUTION IN THE CENTRAL PART OF THE VENICE LAGOON

DISTRIBUZIONE SPAZIO-TEMPORALE DEL FITOPLANCTON NELL'AREA CENTRALE DELLA LAGUNA DI VENEZIA

Abstract

Chlorophyll a *concentrations and phytoplankton cell abundances are presented to study the evolution of planktonic microautotrophs in the central area of the Venice lagoon. Although the mean chorophyll* a *concentrations, monitored in June 1987, June 1993 and June 1998, were quite similar (ca. 3.6 µg* dm^{-3}*), the cell abundances monitored in June 1993 were significantly higher than in June 1998 (6.9 and 2.5 ×* 10^6 *cells* dm^{-3}*, respectively). In the meantime, the comparison of chlorophyll* a *annual trends monitored in 1990-91 and 1998-99 give evidence of a significant decrease, especially in the peak values which were one order of magnitude lower in 1998-99 than in 1990-91. The study of the phytoplankton composition shows that the community structure has also changed. Both spatial maps (June 1998) and temporal trends (1998-99) show that, at present, a lot of benthic diatom species is steadily present in the water column. The high sediment re-suspension, caused by the catching of the bivalve* Tapes philippinarum*, appears to be the main cause affecting phytoplankton distribution and composition in the lagoon of Venice.*

Key-words*: chlorophyll* a*, phytoplankton, sediment re-suspension, Venice lagoon.*

Introduction

The Venice lagoon is a wide wet area (average depth: ca. 1 m) located in the North Adriatic Sea. Three port entrances connect it to the sea and the water renewal is rather high (about 60% of total water amount during each tidal cycle). Between the '60s and the '80s macroalgae were the most important producers of the lagoon; they affected both the biogeochemical cycles and the trophic chain. In the central lagoon (water surface: ca. 132 km²) the total macroalgal standing crop in June 1987 reached ca. 0.6×10^6 tonnes (fwt). This value decreased to ca. 0.08×10^6 tonnes (fwt) in June 1993 and to ca. 0.009×10^6 tonnes (fwt) in June 1998 (Sfriso *et al.*, submitted). Climatic changes were the main causes of the sensible reduction recorded at the beginning of '90s (Sfriso, 1996; Sfriso & Marcomini, 1996). Successively other factors contributed to reduce the macroalgal biomass, as the increase of sediment re-suspension and the grazing pressure. Nowadays macroalgae have almost disappeared in the central lagoon. In the meantime the areas free from macrophytes have been rapidly colonised by *Tapes philippinarum* Adams & Reeve, an edible bivalve introduced in the lagoon for commercial purposes (Orel *et al.*, 2001). This specie is harvested by hydraulic and mechanical dredges which increase remarkably the sediment re-suspension. It was observed that the sediment re-suspension increased by ca. 12 times from 1990 to 1998 in the areas directly affected by the fishing activities and ca. 5 times in the area near the Malamocco mouth. This led to a sensible reduction of the water column transparency (the Secchi disk extinction depth didn't exceed 30-50 cm in 1998-99; Sfriso, 2000) and the disruption of the bottom habitats.

This work intends to put in evidence the changes of the phytoplankton abundance and community structure in the central part of the Venice lagoon as a consequence of the macroalgal disappearance and of the increase in water turbidity. Most of the literature refers on phytoplankton as chlorophyll *a* (Chl. *a*) concentration, but a method to convert this data in cell abundance count, or vice versa, does not exist. Estimations given in this two ways are not comparable because the amount of chlorophyll depends on a lot of factors (i.e. species, cell sizes, availability of light and nutrients). Results both of chlorophyll *a* concentrations and cell abundance counts are here presented to give a better description of phytoplankton distribution.

Materials and methods

The study area is placed between the Malamocco-Marghera canal in the south and the Burano-Torcello tidal lands in the north (Fig. 1). The selected sampling stations covered the area quite homogeneously: ca. 50 sampling sites were monitored in June 1987, and samplings were repeated in the same stations in June 1993 and in June 1998. Water samples were also collected (three times a month from November 1990 to October 1991 and monthly from November 1998 to October 1999) in four stations (squares in Fig. 1) whose characteristics were representative of the central lagoon conditions.

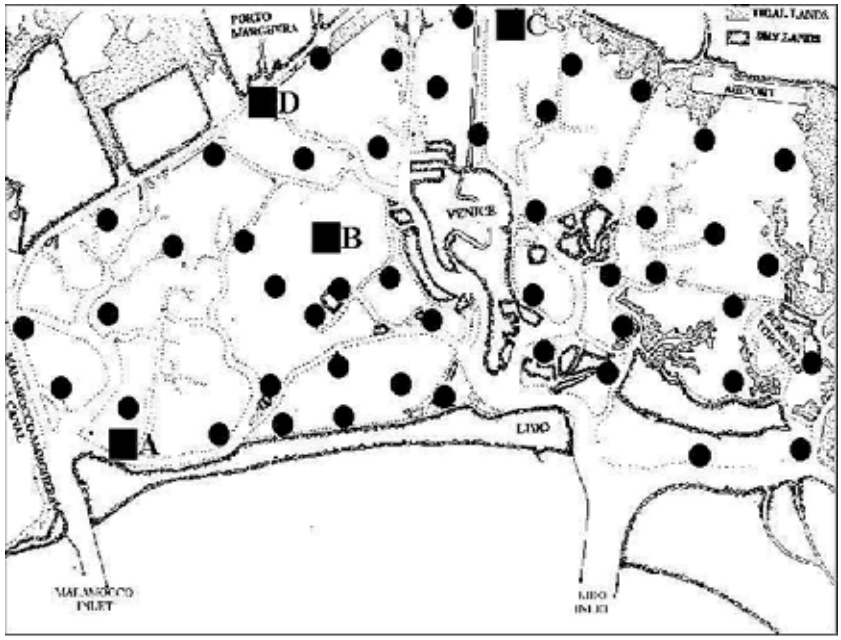


Fig. 1 - Map of the study area (Stations A, B and C are indicated by squares).
Mappa dell'area di studio (le stazioni A, B, C e D sono indicate con un quadrato).

The samples were collected by means of a Plexiglas bottle, 1.5 m long and 0.04 m wide. Samples representative of the entire water column were collected in this way because the mean depth of the sampled stations was about 0.8-1 m and the mean tidal

difference is ±31 cm. Chlorophyll *a* was determined in all stations and during each campaign spectrophotometrically according to Lorenzen (1967). Phytoplankton cell abundance was estimated using an inverted light microscope according to Uthermöhl (1958) in June 1993, in June 1998 and, monthly, from November 1998 to October 1999. The taxonomic composition was carried out according to Peragallo & Peragallo (1897-1908), Tomas (1993, 1996) and Vanlandingham (1967-1979).

Results

Chl. *a* concentrations are listed below:

- in June 1987 maximum and minimum Chl. *a* values were 29 and 0.5 μg dm^{-3}, respectively, and the average value was 3.5±5.5 μg dm^{-3},
- in June 1993 Chl. *a* ranged between 32 and 0.4 μg dm^{-3} and the mean value was 4.0±5.4 μg dm^{-3},
- in June 1998 Chl. *a* changed between 29.1 and 0.2 μg dm^{-3} and the mean was 3.3±4.5 μg dm^{-3}.

Although the mean values were not significantly changed (ANOVA p-value>0.05) it was observed that the location of peak values was different, shifting from the area close to the industrial district (June 1987) to North-West of Venice (June 1993) and near the airport area (June 1998, Fig. 2). On the contrary, phytoplankton cell abundance was significantly higher in June 1993 than in June 1998 both by considering the mean ($6.9\pm2.2\times10^6$ cells dm^{-3} and $2.4\pm2.3\times10^6$ cells dm^{-3}, respectively) and the highest values (151×10^6 cells dm^{-3} and 16×10^6 cells dm^{-3}; Fig. 3). Although this difference could depend on many factors, such as a shift of the bloom in another period or the absence of peak values, an evident signal of the occurring changes was also the different cell abundance distribution which in June 1998 was more homogeneous than in June 1993. Fig. 3b shows that about half sampling sites had cell abundances ranging from 1 to 2×10^6 cells dm^{-3} in June 1998 whereas marked gradients were found in June 1993 (Fig. 3a). Differences were also observed in the community composition. In June 1993 nanoflagellates, Cryptophyceae and Bacillariophyceae represented ca. 57%, 21% and 11%, respectively, of the total cell abundance. This proportion significantly changed in June 1998 and Bacillariophyceae (ca. 40%) became as abundant as nanoflagellates (ca. 41%) whereas the percentage of Cryptophyceae decreased to ca. 11%. Among diatoms some pennate taxa, such as *Navicula lanceolata* Kützing and *Surirella ovata* Kützing, reached a significant abundance whereas, in the meantime, centric groups decreased or disappeared.

As maps give only an immediate representation of the phytoplankton distribution and their comparison may be complicated by the year by year change of some environmental factors, Chl. *a* annual trends monitored from November 1990 to October 1991 and from November 1998 to October 1999 in some areas of the lagoon characterised by different environmental variables have been also compared (Fig. 4). By these results a general Chl. *a* reduction can be observed with slight exceptions at stations A and B. The Chl. *a* mean values in 1998-99 at stations C and D, placed near the mainland, were ca. 4 times lower than in 1990-91 and the peak values decreased approximately of one order of magnitude. At stations A and B, located near the Malamocco inlet or far by the mainland, Chl. *a* mean values were quite similar although in 1998-99 peaks were respectively 2.5 and 1.5 times lower than in 1990-91. All the presented results highlight that phytoplankton blooms were concentrated in the areas characterised by urban and agriculture sewage inflows.

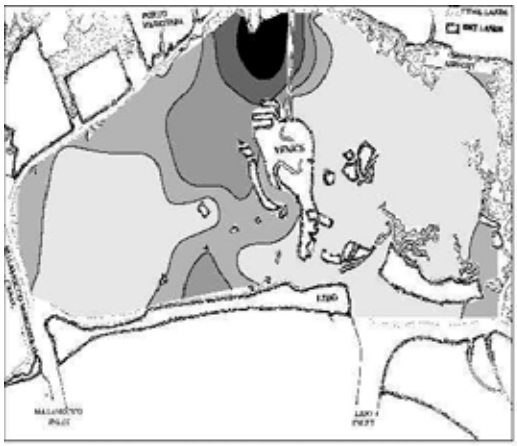


Fig. 2a - Chlorophyll *a* distribution in June 1987 (µg/dm^3).
Distribuzione della clorofilla a *in giugno 1987 (µg/dm^3).*

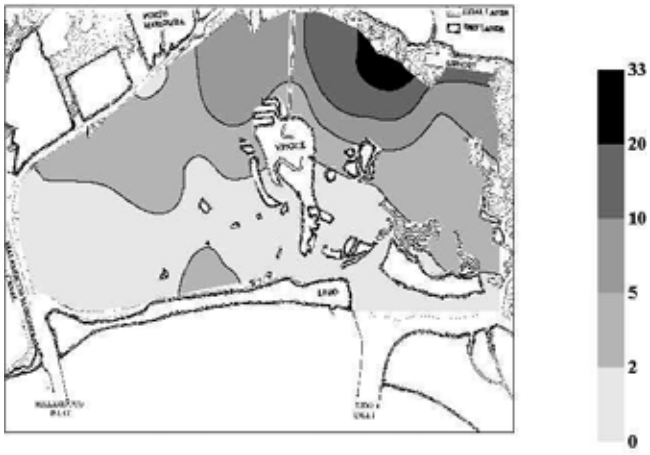


Fig. 2b - Chlorophyll *a* distribution in June 1993 (µg/dm^3).
Distribuzione della clorofilla a *in giugno 1993 (µg/dm^3).*



Fig. 2c - Chlorophyll *a* distribution in June 1998 (µg/dm^3).
Distribuzione della clorofilla a *in giugno 1998 (µg/dm^3).*

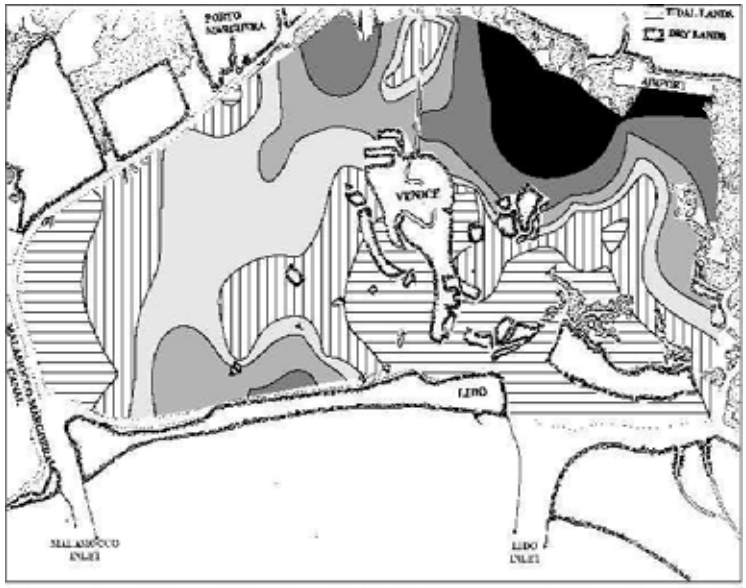


Fig. 3a - Phytoplankton cell abundance distribution in June 1993 (million cells per litre).
Distribuzione dell'abbondanza fitoplanctonica in giugno 1993 (milioni di cellule per litro).

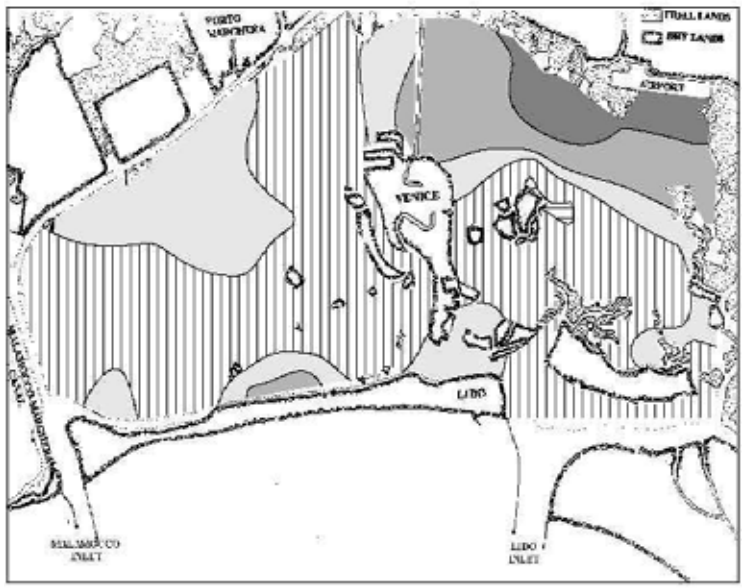
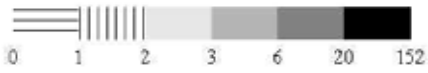


Fig. 3b - Phytoplankton cell abundance distribution in June 1998 (million cells per litre).
Distribuzione dell'abbondanza fitoplanctonica in giugno 1998 (milioni di cellule per litro).



Unfortunately only the cell abundance of the phytoplankton monitored in 1998-99 was counted. In these samples cell abundances ranged from 0.1×10^6 cells dm^{-3} at station A to 24.0×10^6 cells dm^{-3} at station C. A first light cell increase was recorded in February in all the considered stations whereas a cell bloom was monitored at stations B, C and D in June (Fig. 5). The dominant species were *Skeletonema costatum* (Grev.) Cl. and *Cylindrotheca closterium* (Ehr.) Reim. & Lew. Bacillariophyceae constituted, on average, the dominant class in all the considered stations during all the year round. Their abundance increased moving from station A (ca. 44%) to station C (ca. 76%). Cryptophyceae, which constituted ca. 21% and ca. 16% of the phytoplankton community at stations A and B, respectively, at stations C (3%) and D (5%) were negligible.

Discussion and conclusions

Many papers (Sfriso, 1996, 2000; Sfriso & Marcomini, 1996; Orel *et al*. 2001) highlighted that the central part of the Venice lagoon in this last decade has been affected by significant changes. First, some climatic changes led to a significant macroalgal biomass reduction (Sfriso, 1996), then other factors such as the increasing sediment re-suspension (Pranovi & Giovanardi, 1994; Sfriso & Marcomini, 1996; Sfriso, 2000) and the grazers' pressure (Balducci *et al.*, 2001), related to and favoured by the macrophyte disappearance, contributed to the establishment of new environmental conditions. The most evident change concerns the huge increase of the sediment re-suspension/sedimentation phenomena. In 1998-99 the sediment fluxes monitored on the bottoms of stations A, B, C and D were 228, 759, 721 and 952 kg m^{-2} y^{-1} dry weight, respectively (Sfriso, 2000). This means that ca. 1-3 kg m^{-2} of particulate matter settled, every day, on the bottoms of the central lagoon. At the beginning of '90s a similar sediment flux was recorded only at station D, near the Malamocco-Marghera canal (width: ca. 100 m, depth: 12-20 m), which was dug to help oil tanker transit. In 1990-91, the sediment fluxes didn't exceed 0.2 kg m^{-2} at stations A and B and reached 0.4 kg m^{-2} at station C (Sfriso *et al.*, 1992). The first effect that the increase of sediment re-suspension produced on phytoplankton was the shifting of Chl. *a* peak from the area near the industrial zone (June 1987, Fig. 2a) to the area in front of the airport (June 1993 and June 1998, Fig. 2b, 2c). During this period, in fact, the bivalve fishing activities had intensified, particularly in the area south of Venice (Orel *et al.*, 2001). The harvesting of the mollusc involves the use of mechanical and hydraulic dredging devices which penetrate 20-30 cm in the lagoon bottoms. The consequence is the re-suspension of huge amounts of sediments. In addition fishing activities strongly prevent primary production both because they disrupt bottom algal communities and because the settled sediment covers the residual macroalgae and microphytobenthos. As a consequence underwater light radiation becomes too low to allow photosynthesis. So, both macro- and microalgae decreased. The sediment re-suspension, together with the tidal current action, contribute to spread the planktonic cells over all the lagoon. Fig. 3b, in fact, clearly shows that cell abundance was more homogeneously distributed in June 1998 rather than in June 1993. Moreover the phytoplanktonic community composition has significantly changed because Bacillariophyceae, and in particular pennate taxa, which, in general, are very abundant in the surface sediment (Delgado, 1989; Cariou-Le Gall & Blanchard, 1995; Barranguet, 1997; Wulff *et al.*, 1997; Brotas & Plante-Cuny, 1998), enhanced in the water column as a consequence of the sediment re-suspension.

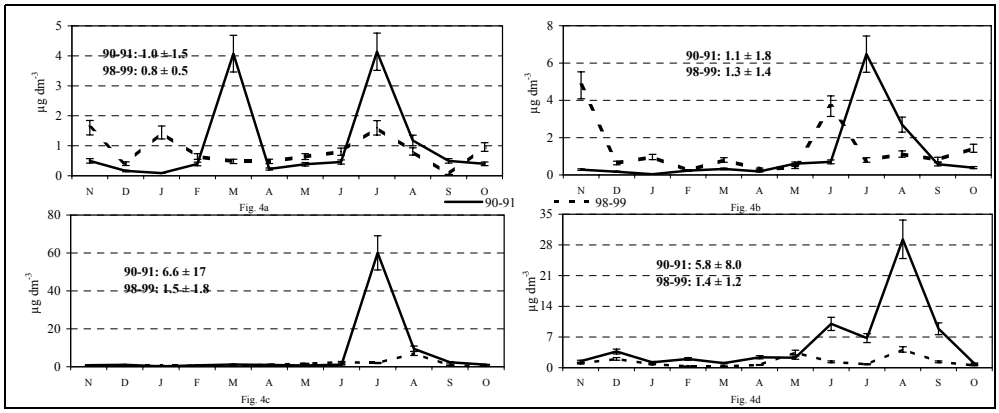


Fig. 4 - Chlorophyll *a* seasonal trends in 1990-91 and in 1998-99 at stations A (4a), B (4b), C (4c) and D (4d). Means are reported.

Andamenti stagionali della clorofilla a *negli anni 1990-91 e 1998-99 nelle stazioni A (4a), B (4b), C (4c) and D (4d). Sono riportate le medie.*

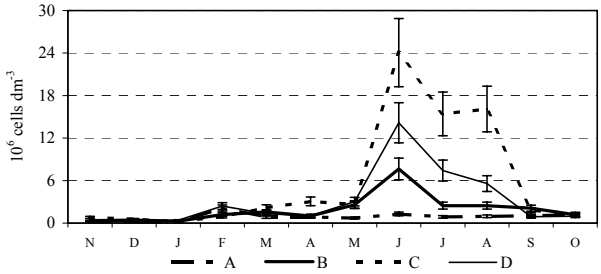


Fig. 5 - Phytoplankton cell abundance seasonal trends in 1998-99 at stations A, B, C and D.

Andamenti stagionali dell'abbondanza fitoplanctonica nel 1998-99 nelle stazioni A, B, C e D.

Riassunto

I cambiamenti avvenuti in questi ultimi 15 anni nella distribuzione e composizione spazio-temporale del fitoplancton nell'area centrale della laguna di Venezia vengono presentati in questo lavoro.

A seguito della brusca riduzione di biomassa macroalgale avvenuta dall'inizio degli anni novanta, si è pensato che il fitoplancton assumesse un ruolo determinante tra i produttori primari lagunari. Invece, i valori medi delle concentrazioni di clorofilla *a*, registrati in ca. 50 stazioni durante tre campagne di campionamento eseguite nel mese di giugno di annate diverse, non hanno mostrato variazioni significative (ca. 3.6 µg dm^{-3}) sebbene in giugno 1987 la biomassa macroalgale fosse ca. sei volte maggiore di quella osservata in giugno 1993, e in giugno 1998 questa fosse praticamente assente. Nello stesso periodo le medie delle abbondanze del fitoplancton sono invece diminuite di ca. 3 volte: da 6.9×10^6 cells dm^{-3} nel 1993 a 2.5×10^6 cells dm^{-3} nel 1998 e i valori massimi sono decresciuti di un ordine di grandezza. Le abbondanze maggiori sono state registrate nelle aree prossime alla terraferma in corrispondenza degli scarichi urbani. Per indagare più estesamente le ragioni di questo inatteso decremento i dati delle mappature sono stati integrati con campionamenti mensili in quattro stazioni rappresentative dell'area. I risultati mostrano che le concentrazioni medie di clorofilla *a*, tra il 1990-91 e il 1998-99, sono diminuite sensibilmente (fino a 4 volte). La risospensione del sedimento, provocata da attività antropiche (principalmente pesca di molluschi bivalvi), sembra essere la causa primaria del decremento di biomassa microalgale registrato dopo la scomparsa delle macroalghe.

References

BALDUCCI C., SFRISO A., PAVONI B. (2001) - Macrofauna impaction on *Ulva rigida* C. Ag. production and relationship with environmental variables in the lagoon of Venice. *Mar. Environ. Res.*, **52**: 27-49.

BARRANGUET C. (1997) - The role of the microphytobenthic primary production in a Mediterranean mussel culture area. *Estuar. Coast. Shelf Sci*., **44**: 753-765.

BROTAS V., PLANTE-CUNY M.R. (1998) - Spatial and temporal patterns of microphytobenthic taxa of estuarine tidal flats in the Tagus Estuary (Portugal) using pigment analysis by HPLC. *Mar. Ecol.-Prog. Ser.*, **171**: 43-57.

CARIOU-LE GALL V., BLANCHARD G.F. (1995) - Monthly HPLC measurements of pigment concentration from an intertidal muddy sediment of Marennes-Oleron Bay, France. *Mar. Ecol.-Prog. Ser.*, **121**: 171-179.

DELGADO M. (1989) - Abundance and distribution of microphytobenthos in the bays of Ebro Delta (Spain). *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **29**: 183-194.

LORENZEN C.J. (1967) - Determination of chlorophyll in sea water. *UNESCO Tech. Pap. Mar. Sci:* 35-120.

OREL G., BOATTO V., SFRISO A., PELLIZZATO M. (2001) - *Fishing sources management plan for the lagoons of the Venice Province (in Italian)*. Province of Venice, Venice: 188 pp.

PERAGALLO MM.H., PERAGALLO M. (1897-1908) - *Diatomées marines de France et des districts maritimes voisins*. MJ. Tempere, Grez-sur-Loing, 135 plates: 492 pp.

PRANOVI F., GIOVANARDI O. (1994) - The impact of hydraulic dredging for short-necked clams, *Tapes* spp., on an infaunal community in the lagoon of Venice. *Sci. Mar.*, **58**: 345-353.

SFRISO A. (1996) - Decrease of production and changes on macrophyte typology and distribution in the Venice lagoon. (in Italian). *Inquinamento,* **5**: 80-88.

SFRISO A. (2000) - Eutrophication and pollution of the water and sediment in the central part of the Venice lagoon. (in Italian). In: Consorzio Venezia Nuova, Magistrato alle Acque, Ministero dei Lavori Pubblici (eds), *Nuovi Interventi per la Salvaguardia di Venezia, Venezia*, **3**: 258 pp.

SFRISO A., MARCOMINI A. (1996) - Decline of *Ulva* growth in the lagoon of Venice. *Bioresource Technol.*, **58**: 299-307.

SFRISO A., FACCA C., GHETTI P.F. (2002) Macrophyte and phytoplankton decrease in the central part of the Venice lagoon. (Submitted to *Global Change Biology*).

SFRISO A., PAVONI B., MARCOMINI A., RACCANELLI S., ORIO A.A. (1992) – Particulate matter deposition and nutrient fluxes onto the sediments of the Venice lagoon. *Environ. Technol.,* **13**: 473-483.

TOMAS C.R. (1993) - *Marine Phytoplankton. A Guide to Naked Flagellates and Coccolithophorids*. Academic Press, San Diego: 263 pp.

TOMAS C.R. (1996) - *Identifying Marine Diatoms and Dinoflagellates*. Academic Press, San Diego: 598 pp.

UTHERMÖHL H. (1958) - Zur Vervollkomnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. int. Verein. Limnol.,* **9**: 1-38.

VANLANDINGHAM S.L. (1967-79) *Catalogue of the fossil and recent genera and species of diatoms and their synonyms*. Vaduz: J. Cramer, **8**: 4654 pp.

WULFF A., SUNDBACK K., NILSSON C., CARLSON L., JONSSON B. (1997) - *Effect of sediment load on the microbenthic community of a shallow-water sandy sediment*. Estuaries, **20**: 547-558.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 391-399

C.M. Totti, E.M. Cucchiari, T. Romagnoli

Ist. di Scienze del mare, Università di Ancona, Via Brecce Bianche - 60131 Ancona, Italia.

VARIAZIONI INTRA E INTERANNUALI DEL FITOPLANCTON NELL'AREA COSTIERA DI SENIGALLIA (ADRIATICO SETTENTRIONALE) DAL 1988 AL 2000

INTRA AND INTERANNUAL VARIABILITY OF PHYTOPLANKTON IN COASTAL AREA OF SENIGALLIA (NORTHERN ADRIATIC SEA) FROM 1988 TO 2000

Abstract

The phytoplankton time series in a fixed station in front of Senigallia has been analysed from 1988 to 2000. Diatoms exhibit the absolute peak during winter and show a minor increase also in spring and autumn. Dinoflagellates reach maximum values during summer, but they are not much important in terms of abundance, while strongly affect the biomass values; coccolithophorids increase typically in spring (April) but they never reach high densities; phytoflagellates alternate with diatoms in the dominance of phytoplankton population. Finally the trend of the most important species has been considered and their annual periodicity pattern has been described.

Key-words*: phytoplankton, time series, Adriatic sea, annual and interannual variability, species periodicity.*

Introduzione

Il ciclo del fitoplancton descritto nei numerosi lavori relativi al mare Adriatico è per lo più riferito all'arco di tempo di un programma di ricerca, che ha una durata generalmente ridotta (1-3 anni). Queste scale temporali corte, spesso con interruzioni più o meno estese, non permettono di individuare correttamente se un evento nel ciclo annuale del fitoplancton è ricorrente o occasionale, né di valutare con quale cadenza le singole specie compaiono nell'arco dell'anno.

Il transetto di Senigallia (Adriatico settentrionale) costituisce dal 1988 un sito di interesse per l'oceanografia fisica chimica e biologica anconetana (ISM-UniAn e IRPEM-CNR), ed è stato oggetto di monitoraggio nell'ambito di diversi programmi di ricerca. Esso si colloca nel 'basso' Adriatico settentrionale, in un'area ove la corrente costiera occidentale (WACC) è ben definita, e dove il fronte tra acque costiere diluite e acque esterne a salinità elevata è più netto rispetto all'area più settentrionale, direttamente influenzata dal Po (Russo e Artegiani, 1996).

Nell'ambito del progetto SINAPSI è stato fatto lo sforzo di assemblare dati e informazioni provenienti da vari progetti di ricerca al fine di analizzare lunghe serie temporali di dati planctonici. L'analisi di serie storiche di plancton rappresenta infatti uno strumento molto potente, che consente di valutare la variabilità su scala stagionale e interannuale, mettendo in evidenza gli eventi ricorrenti e quelli occasionali o eccezionali, individuando nel plancton (gruppi o singole specie) un possibile indicatore di variabilità ambientale e climatica (Šolic *et al*., 1997).

Lo scopo di questo lavoro è quello di discutere l'andamento del fitoplancton dal 1988 a 2000 nella stazione costiera del transetto di Senigallia, al fine di valutare il ciclo annuale medio e la variabilità interannuale dei principali gruppi fitoplanctonici, e di verificare il tipo di periodicità presentato dalle specie più rappresentative.

Materiali e metodi

L'area di studio (Fig. 1) è situata a 1.2 nM dalla costa di Senigallia (prof. 11 m). I campionamenti sono stati effettuati da febbraio 1988 a dicembre 2000 con cadenza irregolare (quindicinale, mensile, stagionale o semestrale) e con diverse interruzioni, nell'ambito di diversi progetti di ricerca, in collaborazione con l'IRPEM CNR. Per questo lavoro è stata considerata solo la quota superficiale.

I campioni sono stati conservati in bottiglie di vetro scuro mediante aggiunta di 0.8% di formaldeide neutralizzata con esametilentetrammina (Throndsen, 1978). Il conteggio è stato effettuato secondo il metodo Utermöhl (Zingone *et al*., 1990), utilizzando un microscopio ottico invertito a contrasto di fase Zeiss Axiovert 135 a un ingrandimento di 400×, su 30 campi casuali (Cordella e Cavolo, 1988); quindi al fine di valutare con maggior precisione l'incidenza delle specie rare e/o di maggior volume veniva osservata l'intera camera di sedimentazione a 200×.

I dati provenienti dai diversi campionamenti sono stati organizzati in matrici. Sono dunque state calcolate le medie mensili con i rispettivi errori standard riferite a tutto il periodo considerato.

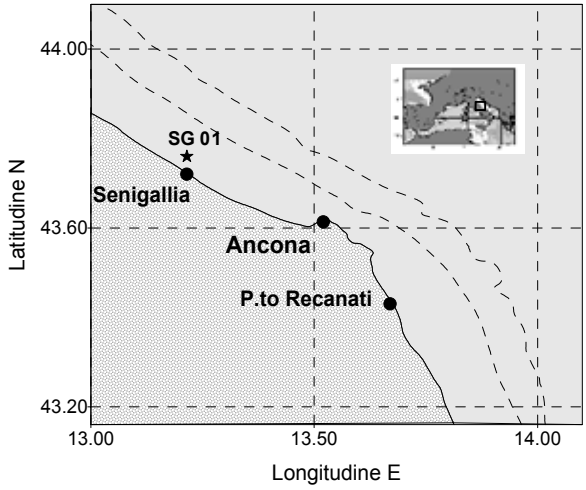


Fig. 1 - Area di studio: stazione SG01 (distanza dalla costa 1.2 nM, prof. 11 m).
Study area: station SG01 (distance from the coast 1.2 nM, depth 11 m).

Risultati e conclusioni

Il fitoplancton è stato suddiviso nei 'classici' raggruppamenti Diatomee, Dinoflagellate, Coccolitine e Altre. I risultati hanno messo in evidenza che le diatomee rappresentano il raggruppamento dominante del fitoplancton nell'Adriatico settentrionale costiero, e influenzano ampiamente l'andamento del fitoplancton totale, come mostrato dalla forte corrispondenza tra i due andamenti interannuali (Figg. 2, 3). Considerando il ciclo annuale medio delle diatomee (Fig. 4), si osserva un picco invernale molto pronunciato e altri due picchi, primaverile e autunnale, di minor estensione. I massimi invernali sono dovuti alla fioritura di forme centriche coloniali di piccola taglia (per lo

più *Skeletonema costatum*, solo nel 1990 *Chaetoceros socialis*). Questa fioritura rappresenta l'evento più regolare del ciclo annuale e pluriennale del fitoplancton in quest'area (Zoppini *et al*., 1995). Essa ha inizio tipicamente a gennaio e dura in genere 1-2 mesi, con un'ampiezza di 3-35 milioni cell. l^{-1}, naturalmente anche in funzione di quando il campionamento è stato effettuato.

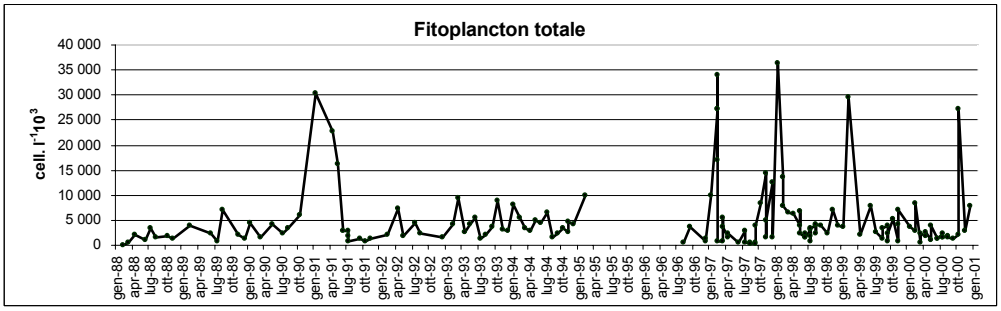


Fig. 2 - Andamento della densità (cell. l^{-1} 10^3) del fitoplancton totale nella stazione SG01 (strato superficiale), da febbraio 1988 a dicembre 2000.
Total phytoplankton trend (cell. l^{-1} 10^3) in station SG01 (surface layer), from February 1988 to December 2000.

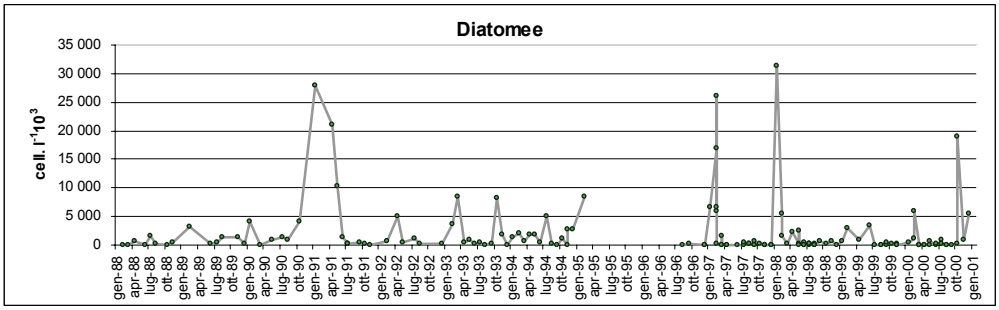


Fig. 3 - Andamento della densità (cell. l^{-1} 10^3) delle diatomee nella stazione SG01 (strato superficiale), da febbraio 1988 a dicembre 2000.
Diatom density (cells l^{-1} 10^3) trend in station SG01 (surface layer), from February 1988 to December 2000.

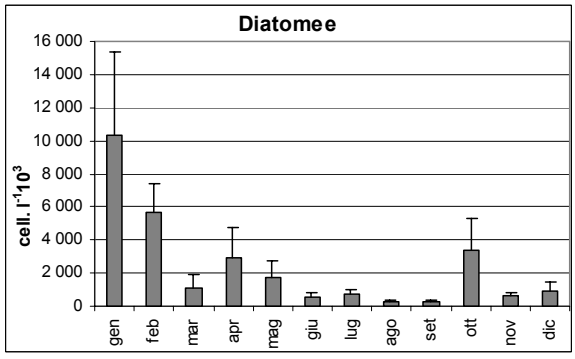


Fig. 4 - Ciclo annuale medio delle diatomee: medie mensili + SE.
Diatom mean annual cycle: monthly averages+ SE.

Le condizioni al contorno che favoriscono la fioritura invernale sono l'eutrofia della colonna d'acqua, dovuta al rimescolamento invernale, testimoniata dai massimi valori di DIN (Dissolved Inorganic Nitrogen) nello strato superficiale (Fig. 5), l'aumento dell'intensità e durata dell'illuminazione e la scarsa profondità della colonna d'acqua, che fa sì che le cellule permangano nella zona fotica anche in una condizione di instabilità verticale; in una colonna d'acqua di 11 m, infatti, la profondità di massimo rimescolamento non dovrebbe mai superare la profondità critica.

Il picco primaverile delle diatomee (aprile-maggio) è dovuto a specie diverse (*Chaetoceros* spp., *Pseudo-nitzschia delicatissima*, *P. pseudodelicatissima*, *Dactyliosolen fragilissimus*, *Cylindrotheca closterium*), mentre quello autunnale (ottobre) per lo più a *Chaetoceros* spp. La presenza e l'estensione dei picchi primaverile e autunnale sono più irregolari, in quanto dipendono soprattutto dalla piovosità, che influenza il regime di portata del Po e dei fiumi minori. È noto che le diatomee sono favorite rispetto agli altri gruppi da acque ricche di nutrienti; anche se questa osservazione viene in genere riferita a forme microplanctoniche (>20 μm) (Revelante e Gilmartin, 1976), crediamo debba riguardare anche le forme nanoplanctoniche coloniali, che sono poi quelle che sostengono le fioriture invernale e autunnale.

A partire dal 1988 (anno in cui il fenomeno "mare sporco" ha fatto la sua ricomparsa) (Honsell e Cabrini, 1990; Pettine *et al*., 1993; Totti *et al*., 1993) si è osservato che le diatomee costituiscono spesso la frazione preponderante anche del fitoplancton estivo, in concomitanza della presenza di aggregati mucillaginosi, sia quando il fenomeno è stato manifesto (anni 1988, 1989, 1991, 1997 e 2000) sia quando nella colonna d'acqua erano presenti solo microaggregati. In questo caso è proprio la presenza degli aggregati a favorire la proliferazione delle diatomee, che beneficiano di un microhabitat ricco di nutrienti, reso disponibile dalla comunità batterica ospite degli aggregati (Kaltenböck e Herndl, 1992).

Osservando l'andamento interannuale delle dinoflagellate (Fig. 6), esse sono presenti con abbondanze inferiori di ben due ordini di grandezza rispetto a quelle delle diatomee e sono molto spesso poco importanti nella comunità fitoplanctonica, mentre incidono molto più pesantemente in termini di biomassa. È stato osservato che nel periodo 1988-94 le densità delle dinoflagellate erano superiori rispetto al periodo 1997-2000. Già in passato è stata segnalata una diminuzione di questo gruppo dal teatro del fitoplancton adriatico (Totti *et al*., 1999) e le fioriture estive che nel passato erano piuttosto frequenti sono diventate eventi occasionali. Nella Fig. 7 è rappresentato il ciclo annuale medio delle dinoflagellate: esse raggiungono regolarmente i valori massimi in primavera estate (maggio-agosto), in accordo con l'andamento tipico del mare Adriatico e del Mediterraneo in generale. I fattori ambientali che favoriscono l'incremento delle abbondanze delle dinoflagellate sembrano essere il regime estivo di acque stratificate (Cushing, 1989) e l'aumento della temperatura. Le dinoflagellate aumentano dunque nel periodo estivo, ma non rappresentano mai la frazione numericamente dominante, come invece accadeva in passato, quando l'alternarsi tra un regime di rimescolamento invernale e uno estivo di stratificazione comportava dei cambiamenti nella struttura della comunità fitoplanctonica, passando da una dominanza di diatomee ad una di dinoflagellate (Revelante *et al*., 1984).

Le coccolitine non costituiscono un raggruppamento di spicco nel fitoplancton costiero e sono presenti con densità medie dello stesso ordine di grandezza delle dinoflagellate (Fig. 8). Considerando l'andamento annuale medio (Fig. 9), esse aumentano tipicamente in primavera (aprile), senza mai raggiungere densità elevate; tra esse la specie più importante è *Emiliania huxleyi*. Non è possibile individuare un fattore

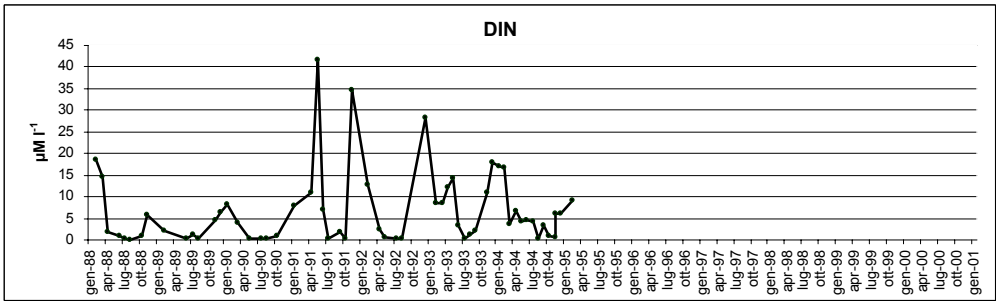


Fig. 5 - Andamento dell'azoto inorganico disciolto (µM l^{-1}, DIN) nella stazione SG01 (strato superficiale), da febbraio 1988 a febbraio 1995 (Artegiani, dati non pubblicati).

Dissolved inorganic nitrogen (µM l^{-1}, DIN) trend in station SG01 (surface layer), from February 1988 to February 1995 (Artegiani, unpublished data).

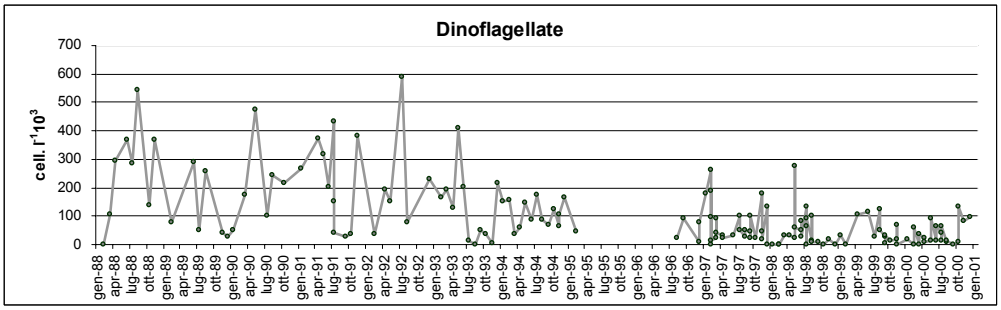


Fig. 6 - Andamento della densità (cell. l^{-1} 10^3) delle dinoflagellate nella stazione SG01 (strato superficiale), da febbraio 1988 a dicembre 2000.

Dinoflagellate density (cells l^{-1} 10^3) trend in station SG01 (surface layer), from February 1988 to December 2000.

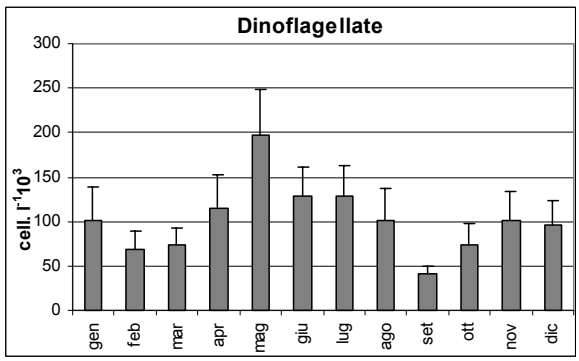


Fig. 7 - Ciclo annuale medio delle dinoflagellate: medie mensili + SE.

Dinoflagellate mean annual cycle: monthly averages+ SE.

ambientale che condizioni la distribuzione delle coccolitine in un sistema costiero, benché nelle acque del largo sia stato individuato un legame tra abbondanza di coccolitine e salinità (Totti *et al*., 2000). Nel 1992 si è osservato un picco 'anomalo' nel mese di aprile; è da osservare che nello stesso anno anche le dinoflagellate hanno raggiunto il loro valore massimo (luglio).

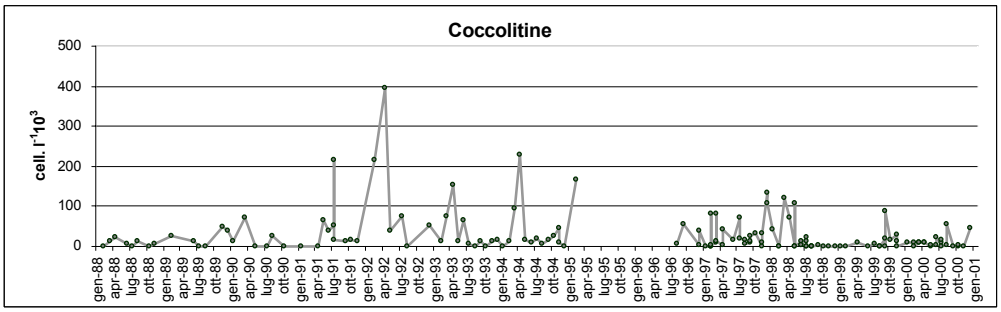


Fig. 8 - Andamento della densità (cell. l^{-1} 10^3) delle coccolitine nella stazione SG01 (strato superficiale), da febbraio 1988 a dicembre 2000.

Coccolithophorid density (cells l^{-1} 10^3) trend in station SG01 (surface layer), from February 1988 to December 2000.

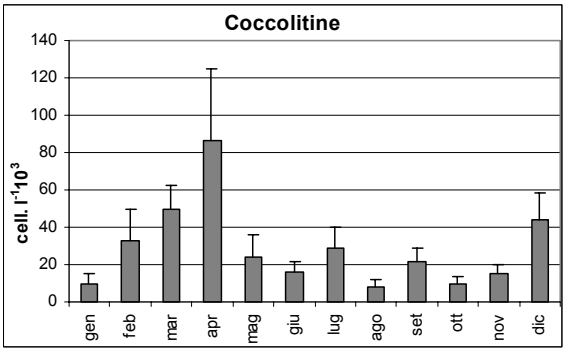


Fig. 9 - Ciclo annuale medio delle coccolitine: medie mensili + SE.

Coccolithophorid mean annual cycle: monthly averages + SE.

Il raggruppamento 'Altre' è il più eterogeneo, in quanto comprende le diverse classi facenti capo alle fitoflagellate, nonché le Cyanophyceae e le forme coccoidi. Le fitoflagellate si alternano con le diatomee nella dominanza sugli altri gruppi, tuttavia va osservato che a volte il dato riferito a questo raggruppamento può essere 'corrotto' dalla presenza di fattori di disturbo, quali presenza di sedimento nel campione. Dal 1997 in poi si è osservato un aumento di questa componente, con i valori più elevati in media nel mese di febbraio (Fig. 10).

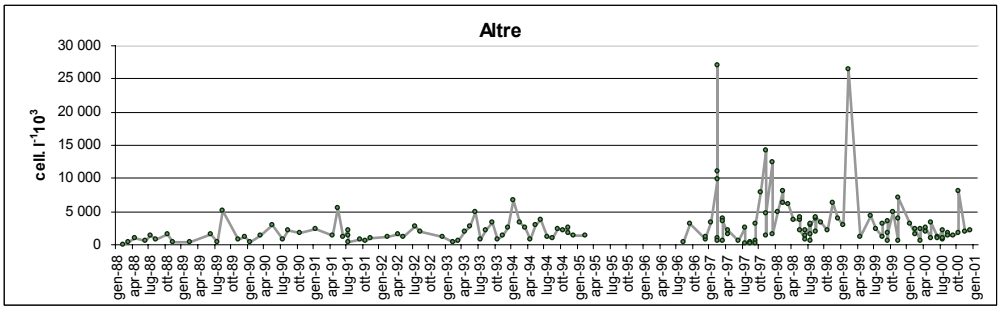


Fig. 10 - Andamento della densità (cell. l^{-1} 10^3) del raggruppamento Altre nella stazione SG01 (strato superficiale), da febbraio 1988 a dicembre 2000.

Group 'Others' density (cells l^{-1} 10^3) trend in station SG01 (surface layer), from February 1988 to December 2000.

Sulla base delle densità medie mensili pluriennali e stata infine studiata la periodicità presentata dalle specie più rappresentative nell'ambito di ciascun gruppo nell'arco dell'anno (Fig. 11). Abbiamo dunque messo in evidenza i seguenti andamenti: tra le diatomee *Pseudo-nitzschia delicatissima* (inverno-primavera), *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima* (primavera-estate), *Cerataulina pelagica* (estate), *Leptocylindrus danicus*, *Guinardia flaccida*, *Proboscia alata* e *Thalassionema nitzschioides* (estate-

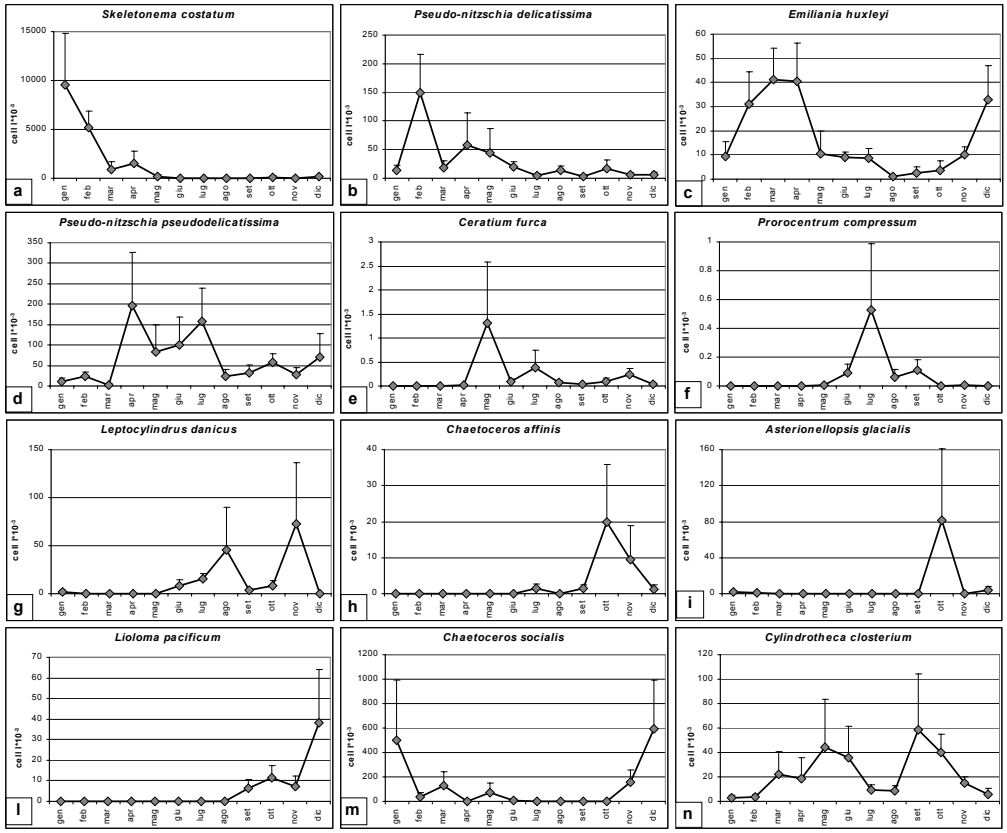


Fig. 11 - Ciclo annuale medio di alcune specie fitoplanctoniche (medie mensili+SE): (a) *Skeletonema costatum* (diatomee): inverno; (b) *Pseudo-nitzschia delicatissima* (diatomee) e (c) *Emiliania huxleyi* (coccolitine): inverno-primavera; (d) *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima* (diatomee) e *Ceratium furca* (dinoflagellate): primavera-estate; (f) *Prorocentrum compressum* (dinoflagellate): estate; (g) *Leptocylindrus danicus* (diatomee): estate-autunno; (h) *Chaetoceros affinis*, (i) *Asterionellopsis glacialis*, (l) *Lioloma pacificum* (diatomee): autunno; (m) *Chaetoceros socialis* (diatomee): autunno-inverno; (n) *Cylindrotheca closterium* (diatomee): opportunista.

Mean annual cycle of some phytoplanktonic species (monthly AVG+SE): (a) Skeletonema costatum *(diatoms): winter; (b)* Pseudo-nitzschia delicatissima *(diatoms) and (c)* Emiliania huxleyi *(coccolithophorids): winter-spring; (d)* Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima *(diatoms) and (e)* Ceratium furca *(dinoflagellates): spring-summer; (f)* Prorocentrum compressum *(dinoflagellates): summer; (g)* Leptocylindrus danicus *(diatoms): summer-autumn; (h)* Chaetoceros affinis*, (i)* Asterionellopsis glacialis *and (l)* Lioloma pacificum *(diatoms): autumn; (m)* Chaetoceros socialis *(diatoms): autumn-winter; (n)* Cylindrotheca closterium *(diatoms): opportunistic.*

autunno), *Guinardia striata*, *Chaetoceros affinis*, *Asterionellopsis glacialis* e *Lioloma pacificum* (autunno), *Chaetoceros socialis* (autunno-inverno) e *Skeletonema costatum* (inverno). Molte di esse sono presenti tutto l'anno, ma aumentano tipicamente in una stagione particolare, mentre altre mostrano una stagionalità più spiccata, comparendo tipicamente solo in specifici periodi dell'anno (Totti *et al*., 1996). Tra le dinoflagellate quasi tutte prediligono i mesi caldi, ad esempio *Prorocentrum micans*, *P. compressum* (primavera-estate) e *Ceratium* spp. (estate). Le coccolitine sono rappresentate principalmente da *Emiliania huxleyi* (inverno-primavera), mentre *Anoplosolenia brasiliensis* compare in tarda estate. Infine ci sono specie definite opportuniste, che compaiono in modo irregolare in tutto l'arco dell'anno, probabilmente favorite da condizioni ambientali contingenti loro favorevoli: tra esse le più importanti sono le diatomee *Cylindrotheca closterium* e *Dactyliosolen fragilissimus*.

Il comportamento stagionale/opportunista delle specie fitoplanctoniche è molto difficile da commentare, risultando dall'azione combinata di diversi fattori: le condizioni chimico fisiche della colonna d'acqua (grado di trofia e condizioni di stratificazione/rimescolamento), ma anche da una sorta di ciclo annuale intrinseco delle singole specie fitoplanctoniche. Revelante *et al*. (1984) hanno infatti messo in evidenza che i più importanti cambiamenti qualitativi nel popolamento fitoplanctonico sono temporalmente guidati da un ritmo intrinseco, che sembra essere indipendente dai processi di eutrofizzazione, che influiscono piuttosto sulla prevalenza di un gruppo più che di un altro e sulle abbondanze fitoplanctoniche in generale.

Summary

Phytoplankton time series (1988-2000) in a coastal station of the Senigallia transect are discussed. Study area is located into the coastal belt of the north-western Adriatic Sea (1.2 nM, depth 11 m), and is interested by the WACC (Western Adriatic Coastal Current).

Phytoplankton data are collected from February 1988 to December 2000 in the framework of different research programmes, and with different periodicity.

The total phytoplankton trend is largely driven by the diatoms that are the main groups in terms of abundance. Considering diatom mean annual cycle, the maximum values are observed in January, due to the bloom of small colonial centric diatoms (*Skeletonema costatum*). The winter diatom bloom (duration 1-2 months) represents the most regular event in the cycle of phytoplankton in this area. The environmental constraints involved with the winter diatom bloom are the eutrophic conditions due to the winter mixing (confirmed by the maximum values of DIN), the increase of intensity/period of the light, and the shallowness of water column. Other more irregular diatom increase are observed in spring (April-May) and autumn (October), and are related to the intensity of the runoff of the northern Adriatic rivers. In relation to the mucilage phenomena that from 1988 reappears in the northern Adriatic Sea, diatoms often represent the main fraction of summer phytoplankton populations.

Dinoflagellates are represented in the phytoplankton community with abundances 2 orders of magnitude less than diatoms. They reach maximum values typically during spring-summer, favoured by stratified conditions of water column, but they never represent the main group. Considering the interannual variability, it was observed that dinoflagellate density in the period 1997-2000 decreased, compared with 1988-1994.

Coccolithophorids typically increase in spring (April), and they never reach high densities; the importance of this groups among the phytoplankton community in a coastal system is scarce.

The group Others is the most heterogeneous one, including all the classes of phytoflagellates and the cyanobacteria. Phytoflagellates alternate with diatoms in the dominance in the phytoplankton community and from 1997 we noted an increase of this group.

The periodicity of the main phytoplanktonic species was also investigated and the seasonal/opportunistic behaviour was evidenced. Seasonal species are among diatoms *Pseudo-nitzschia delicatissima* (winter-spring), *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima* (spring-summer), *Cerataulina pelagica* (summer), *Leptocylindrus danicus*, *Guinardia flaccida*, *Proboscia alata* and *Thalassionema nitzschioides* (summer-autumn), *Guinardia striata*, *Chaetoceros affinis*, *Asterionellopsis glacialis* e *Lioloma pacificum* (autumn), *Chaetoceros socialis* (autumn-winter) e *Skeletonema costatum* (winter). Most dinoflagellates increase typically during warm seasons. *Emi-*

liania huxleyi, the most important coccolithophorid increase in winter-spring. *Cylindrotheca closterium* and *Dactyliosolen fragilissimus* are opportunistic species, as their appearance is very irregular during the year.

As the physical structure of water column (stratification/vertical mixing) and the trophic conditions may influence the dominance of a group and the abundance range, the phytoplankton species periodicity seems to be related also to an intrinsic annual cycle.

Ringraziamenti

Ringraziamo tutti coloro che hanno partecipato alla raccolta dei campioni e il Dr. A. Artegiani per averci fornito i dati ambientali.

Bibliografia

CORDELLA P., CAVOLO F. (1988) - Una proposta metodologica sul conteggio del fitoplancton. *Giorn. Bot. Ital.*, **122** (1): 92.

CUSHING D.H. (1989) - A difference in structure between ecosystems in strongly stratified waters and in those that are only weakly stratified. *J. Plankton Res*., **11** (1): 1-13.

HONSELL G., CABRINI M. (1990) – Il fitoplancton durante il 'mare sporco' dell'agosto 1988 nel golfo di Trieste (Adriatico settentrionale). *Boll. Soc. Adriatica di Scienze*, **72** (5): 1-14.

KALTENBÖCK E., HERNDL G.J. (1992) - Ecology of amorphous aggregations (marine snow) in the Northern Adriatic Sea. IV. Dissolved nutrients and the autotrophic community associated with marine snow. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **87**: 147-159.

PETTINE M., PUDDU A., TOTTI C., ZOPPINI A., ARTEGIANI A., PAGNOTTA R. (1993) - Caratterizzazione chimica e biologica di mucillagini. *Biologia Marina*, *Suppl. Notiz. SIBM*, **1**: 39-42.

REVELANTE N., WILLIAMS W.T., GILMARTIN M. (1984) - A numerical assessment of the temporal and spatial distribution of phytoplankton assemblages in the Northern Adriatic sea. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., **77**: 137-150.

RUSSO A., ARTEGIANI A. (1996) - The Adriatic Sea hydrography. *Sci. Mar*., **60** (2): 33-43.

ŠOLIĆ M., KRSTULOVIĆ N., MARASOVIĆ I., BARANOVIĆ A., PUCHER-PETKOVIĆ T., VUĆETIĆ T. (1997) - Analysis of time series of planktonic communities in the Adriatic Sea: distinguishing between natural and man-induced changes. *Oceanologica Acta*., **20** (1): 131-143.

THRONDSEN J. (1978) - Preservation and storage. In: Sournia A. (ed), *Phytoplankton manual. Monographs on Oceanographic Methodology* 6, UNESCO, Paris: 69-74.

TOTTI C., CAVOLO F., MARZOCCHI M., SOLAZZI A. (1993) - Phytoplankton populations during 'Dirty Sea' phenomenon in the northern Adriatic sea (summer 1989). *Quad. Ist. Ric. Pesca Marittima*, **5** (2): 99-118.

TOTTI C., BARLETTA D., SOLAZZI A. (1996) - Temporal variation and seasonality of selected diatom species in the Northern Adriatic sea. *Giorn. Bot. It*., **130** (1): 253 pp.

TOTTI C., GHETTI A, PARIANTE R., HOPKINS T. (1999) - Biological coherence in the Western Adriatic Coastal Current: phytoplankton assemblages In: Hopkins T.S., Artegiani A., Cauwet G., Degobbis D., Malej A. (eds)*, Ecosystems Research Report, No.32. The Adriatic sea. (EUR 18834)*: 385-400.

TOTTI C., CIVITARESE G., ACRI F., BARLETTA D., CANDELARI G., PASCHINI E., SOLAZZI A. (2000) - Seasonal variability of phytoplankton populations in the middle Adriatic sub-basin. *Journal of Plankton Research*, **22** (9): 1735-1756.

ZINGONE A., HONSELL G., MARINO D., MONTRESOR M., SOCAL G. (1990). Fitoplancton. *Nova Thalassia*, **11**: 183-198.

ZOPPINI A., PETTINE M., TOTTI C., PUDDU A., ARTEGIANI A., PAGNOTTA R. (1995) - Nutrients, standing crop and primary production in the western coastal waters of the central Adriatic sea. *Estuarine Coastal Shelf Sciences*, **41**: 493-513.

Il programma SINAPSI è finanziato dal MURST.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 400-408

O.D. Saracino, F. Rubino, G. Fanelli

Istituto Sperimentale Talassografico "A. Cerruti", CNR, Via Roma, 3 - 74100 Taranto, Italia.

STUDIO DELLA COMPOSIZIONE DEL FITOPLANCTON LUNGO LE COSTE DELLA PENISOLA SALENTINA MEDIANTE UN APPROCCIO INTEGRATO ACQUA/SEDIMENTI

STUDY OF THE PHYTOPLANKTON COMPOSITION ALONG THE SALENTO PENINSULA BY MEANS OF AN INTEGRATED WATER/SEDIMENTS APPROACH

Abstract

The phytoplankton composition along the Salento Peninsula was studied by means of an integrated water/sediments sampling approach, from march to December 2000. 222 morphological categories, both as active stages in the water column and cysts in the sediments, were identified. Dinoflagellates was the dominant group with 90 taxa in the water column and 44 in the sediments. About 30% of the identified species, mainly as cysts, were new records for the studied area.

Key-words: *phytoplankton, biodiversity, resting stages, coastal waters, Salento Peninsula.*

Introduzione

La dinamica del fitoplancton marino, soprattutto nelle acque costiere, è spiegata in modo classico dalle fluttuazioni sia della disponibilità dei nutrienti sia delle condizioni ambientali quali il fotoperiodo e la temperatura. Studi sempre più numerosi stanno evidenziando che molti organismi, definiti oloplanctonici, presentano cicli vitali complessi con la produzione di stadi dormienti bentonici detti cisti (Boero, 1994). In tal modo la presenza delle specie planctoniche nella colonna d'acqua è soggetta non solo a discontinuità spazio-temporali, ma anche a discontinuità funzionali, proprio perché differenti stadi vitali si alternano tra i compartimenti pelagico e bentonico. Questo flusso di materia vivente e quindi di diversità specifica rappresenta un ulteriore legame tra questi due domini dell'ambiente marino da studiare come unità strettamente collegate (Boero *et al.*, 1996).

Pertanto, uno studio completo sulla dinamica del plancton dovrebbe comprendere campionamenti sia nella colonna d'acqua sia nei sedimenti, che possono nascondere importanti informazioni e restano ancora poco monitorati rispetto alla colonna d'acqua. Pur su una scala temporale differente, il principio alla base di questa metodologia è quello utilizzato nelle ricostruzioni paleoecologiche basate sulla distribuzione stratigrafica delle cisti fossili (vedi ad es. Saetre *et al.*, 1997).

Per avere un'informazione completa della biodiversità di un'area, diventa quindi imprescindibile l'utilizzo di un approccio di tipo integrato per lo studio della dinamica del plancton marino costiero.

Lo scopo di questo lavoro è quello di fornire un contributo, il più completo possibile, sulla composizione specifica del fitoplancton delle acque costiere del Salento, riducendo al minimo lo sforzo di campionamento per ottimizzare le spese di gestione di tale monitoraggio.

Materiali e metodi

I campionamenti sono stati effettuati in nove transetti lungo la costa della Penisola Salentina da Torre Guaceto (Brindisi) a Porto Cesareo (Lecce) (Fig. 1) durante quattro campagne oceanografiche (marzo, giugno, settembre e dicembre 2000) condotte a bordo della n/o "Coopernaut Franca". Lungo ogni transetto sono state localizzate tre stazioni sulle batimetriche dei –10, –20 e –50 m. Inoltre, per poter confrontare la stazione del Porto di Brindisi con altre aree "confinate", sono state aggiunte due stazioni, una nel lago "Alimini Grande" (Lecce) e l'altra nella "Grotta Piccola del Ciolo" a Gagliano del Capo (Lecce).

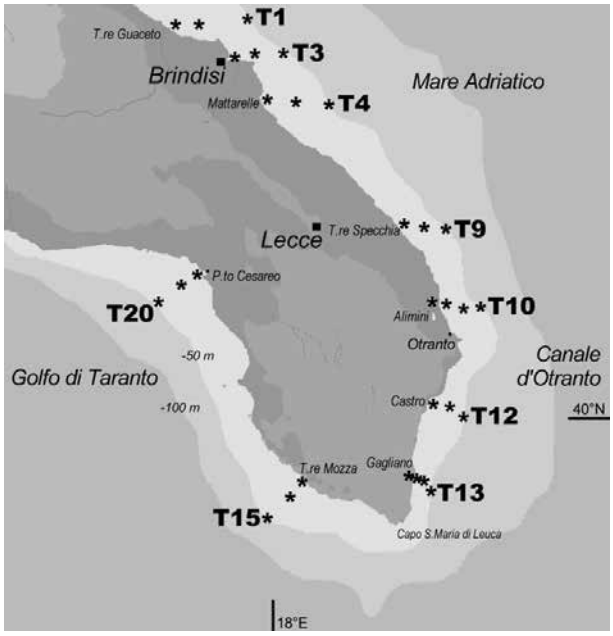


Fig. 1 - Localizzazione dei transetti campionati lungo le coste della Penisola Salentina.
Sampling transects localization along the Salento Peninsula coast.

I campioni d'acqua sono stati raccolti a due profondità, superficie e fondo, mediante bottiglie Niskin e immediatamente fissati in formalina neutralizzata ad una diluizione finale di 1.6%. Nelle stazioni più costiere e nelle aree confinate sono stati raccolti campioni solo in superficie. L'analisi della comunità microfitoplanctonica è stata effettuata seguendo la metodica della sedimentazione (Uthermöhl, 1958; Zingone *et al.*, 1990). Le microalghe non identificate al livello di specie o di genere sono state raggruppate per classi di dinoflagellati nudi e tecati (< 15 µm e > 15 µm), coccolitoforidi, criptoficee e crisoficee, mentre i fitoflagellati indeterminati sono stati distinti in < 10 µm e > 10 µm.

I sedimenti sono stati raccolti in tre repliche in tutte le stazioni durante le campagne di marzo e settembre, mediante un multicorer Bower e Connel (mod. Mini) o una benna Van Veen a seconda della tipologia del substrato. Per ogni campione di sedimento sono stati prelevati i 2 cm superficiali e conservati al buio a –20°C. In laboratorio si è proceduto all'isolamento e all'identificazione delle cisti secondo la metodica descritta in Rubino *et al.* (2000).

Risultati

Gli organismi fitoplanctonici raccolti sono stati catalogati in 222 categorie di conteggio. I *taxa* identificati sono stati 201, 156 come stadi attivi nella colonna d'acqua e 45 come stadi di resistenza nei sedimenti (Tab. 1). Altri 21 morfotipi di cisti sono rimasti non identificati. I dinoflagellati rappresentano il gruppo tassonomico con la maggiore ricchezza specifica con 127 *taxa*, di cui 90 rinvenuti nella colonna d'acqua, 44 nei

Tab. 1 - Elenco delle categorie di conteggio individuate, riportate come stadi attivi e/o di resistenza. L'asterisco (*) indica le specie di nuova segnalazione per l'area di studio.

List of the count categories recorded and reported both as active and resting stages. The asterisk (*) shows the new species for the studied area.

	Taxon	Stadi attivi	Cisti
	Diatomee		
	Amphora sp.	■	
	Asterionellopsis glacialis (Castracane) Round	■	
*	*Asteromphalus heptactis* (Brébisson) Ralfs *in* Pritchard	■	
	Bacteriastrum delicatulum Cleve	■	
*	*Biddulphya* sp.	■	
	Cerataulina pelagica (Cleve) Hendey	■	
	Chaetoceros affinis Lauder	■	
*	*Chaetoceros* cf. *constrictus*	■	
	Chaetoceros curvisetus Cleve	■	
	Chaetoceros decipiens Cleve	■	
	Chaetoceros peruvianus Brightwell	■	
	Chaetoceros rostratus Lauder	■	
	Chaetoceros tortissimus Gran	■	
	Chaetoceros whigamii Brightwell	■	
	Chaetoceros sp.	■	
	Cocconeis scutellum Ehrenberg	■	
	Coscinodiscus sp.	■	
*	*Cyclotella caspia* Grunow	■	
	Cylindrotheca closterium (Ehrenberg) Reimann *et* Lewin	■	
	Dactyliosolen fragilissimus (Bergon) Hasle	■	
*	*Dactyliosolen phuketensis* (Sundström) Hasle	■	
	Diploneis crabro Ehrenberg	■	
	Eucampia cornuta (Cleve) Gruno f. *zodiacus*	■	
	Guinardia flaccida (Castracane) Peragallo	■	
	Guinardia striata (Stolterfoth) Hasle	■	
	Haslea wawrikae (Hustedt) Simonsen	■	
	Hemiaulus hauckii Grunow	■	
	Hemiaulus sinensis Greville	■	
	Lauderia annulata Cleve	■	
	Leptocylindrus danicus Cleve	■	
	Leptocylindrus minimus Gran	■	
	Licmophora abbreviata Agardh	■	
*	*Lioloma pacificum* (Cupp) Hasle	■	
	Lithodesmium undulatum Ehrenberg	■	
	Melosira nummuloides (Dillwyn) Agardh	■	
	Navicula spp.	■	
	Nitzschia longissima (Brébisson) Ralfs	■	
	Pleurosigma elongatum W. Smith	■	
	Pleurosigma sp.	■	
	Proboscia alata (Brightwell) Sundström	■	
	Pseudo-nitzschia delicatissima (Cleve) Heiden	■	
	Pseudo-nitzschia prolongatoides (Hasle) Hasle	■	
	Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima (Hasle) Hasle	■	
	Pseudosolenia calcar-avis (Schultze) Sundström	■	
	Rhizosolenia styliformis Brightwell*	■	
	Skeletonema costatum (Greville) Cleve	■	
	Striatella unipunctata (Lyngbye) Agardh	■	
*	*Tabellaria fenestrata* (Lyngbye) Kützing	■	
	Thalassionema frauenfeldii (Grunow) Hallegraeff	■	
	Thalassionema nitzschioides (Grunow) Hustedt	■	
*	*Thalassiosira rotula* Meunier	■	

Segue Tab. 1

Taxon	Stadi attivi	Cisti
Dinoflagellati		
* *Akashiwo sanguinea (*Hirasaka) G. Hansen & Moestrup	■	
Alexandrium cf. *fundyense* Balech	■	
* *Alexandrium tamarense* (Lebour) Balech		■
Alexandrium cf. *taylorii* Balech	■	
* *Alexandrium* cf. *minutum* Halim		■
Amphidinium sp.	■	
* cf. *Balechina coerulea* (Dogiel) F.J.R. Taylor	■	
Calciodinellum operosum Deflandre		■
Ceratium candelabrum (Ehrenberg) Stein	■	
Ceratium furca (Ehrenberg) Claparède *et* Lachmann	■	
Ceratium fusus var. *seta* (Ehrenberg) Sournia	■	
Ceratium massiliense (Gourret) Jörgensen	■	
Ceratium minutum Jörgensen	■	
Ceratium pentagonum Gourret	■	
Dinophysis caudata Seville-Kent	■	
Dinophysis fortii Pavillard	■	
* *Dinophysis infundibulus* Schiller	■	
Dinophysis ovum Schütt	■	
Dinophysis cf. *recurva* Kofoid *et* Skogsberg	■	
* *Dinophysis rotundata* Claparede *et* Lachmann	■	
Dinophysis sacculus Stein	■	
* *Dinophysis* cf. *umbosa* Schiller	■	
Diplopsalis group	■	
* *Gonyaulax scrippsae* Kofoid	■	■
* *Gonyaulax spinifera* (Claparede *et* Lachmann) Diesing	■	■
* *Gymnodinium impudicum (*Fraga *et* Bravo) J. Hansen & Moestrup	■	
* *Gymnodinium marinum* Kent	■	
* *Gymnodinium* cf.*micrum* (Leadbeater *et* Dodge) Loeblich III	■	
* *Gymnodinium* cf. *pygmaeum* Lebour	■	
Gymnodinium simplex (Lohmann) Kofoid *et* Swezy	■	
Gymnodinium sp.1	■	
* *Gymnodinium* sp.2		■
* *Gymnodinium variabile* Herdman	■	
* *Gyrodinium* cf. *aureolum* Hulburt	■	
Gyrodinium fusiforme Kofoid *et* Swezy	■	
Gyrodinium lachryma (Meunier) Kofoid *et* Swezy	■	
Gyrodinium sp.	■	
* cf. *Herdmania littoralis* Dodge	■	
Heterocapsa niei (Loeblich) Morril *et* Loeblich III	■	
Heterocapsa triquetra (Ehrenberg) Balech	■	
* *Karlodinium veneficum* Ballantine	■	
* *Karlodinium* cf. *vitiligo (*Ballantine) J. Larsen	■	
Lingulodinium polyedrum (Stein) Dodge	■	■
* *Lingulodinium* sp. 1		■
* *Lingulodinium* sp. 2		■
Mesoporos adriaticus Schiller	■	
* *Oblea sp.*	■	
* *Oxyphysis oxytoxoides* Kofoid	■	
* *Oxytoxum crassum* Schiller	■	
* *Oxytoxum longiceps* Schiller	■	
Oxytoxum mediterraneum Schiller	■	
Oxytoxum minutum Rampi	■	
* *Oxytoxum* cf. *punctulatum* Rampi	■	
Oxytoxum sphaeroideum Stein	■	
* *Oxytoxum vaginulum* Schiller	■	
Oxytoxum variabilis Schiller	■	
Oxytoxum sp.	■	
* *Pentapharsodinium dalei* Indelicato *et* Loeblich		■
* *Pentapharsodinium tyrrhenicum* (Balech) Montresor	■	■
Phalacroma rotundatum (Claparède *et* Lachmann) Kofoid *et* Michener	■	
* *Peridinium quinquecorne* Abè	■	
* cf. *Pheopolykrikos hartmannii* (Zimmerman) Matsuoka *et* Fukuyo	■	
Podolampas palmipes Stein	■	
Polykrikos kofoidii Katton	■	
* *Polykrikos schwartzii* Butschli	■	■

Segue Tab. 1

	Taxon	**Stadi attivi**	**Cisti**
	Prorocentrum compressum (Bailey) Abè *ex* Dodge	■	
	Prorocentrum gracile Schütt	■	
	Prorocentrum micans Ehrenberg	■	
	Prorocentrum triestinum Schiller	■	
*	*Prorocentrum vaginulum* (Ehrenberg) Dodge	■	
*	*Protoceratium reticulatum* (Claparede *et* Lachmann) Butschli		■
	Protoperidinium bipes (Paulsen) Balech	■	
	Protoperidinium cf. *brochi* (Kofoid *et* Swezy*)* Balech	■	
*	*Protoperidinium claudicans* (Paulsen) Balech	■	
	Protoperidinium compressum (Abè) Balech		■
	Protoperidinium conicum (Gran) Balech		■
	Protoperidinium diabolum (Cleve) Balech	■	
	Protoperidinium globulus (Stein) Balech	■	
*	*Protoperidinium leonis* (Pavillard) Balech	■	
	Protoperidinium mite (Pavillard) Balech	■	
*	*Protoperidinium* cf. *nudum* (Meunier) Balech		■
	Protoperidinium oblongum (Aurivillius) Parke *et* Dodge	■	■
*	*Protoperidinium parthenopes* Zingone *et* Montresor	■	
	Protoperidinium cf. *pellucidum* Bergh	■	
	Protoperidinium pentagonum (Gran) Balech		■
	*Protoperidinium steinii(*Jörgensen) Balech	■	
	Protoperidinium sp.1	■	
*	*Protoperidinium* sp.2		■
*	*Protoperidinium* sp.3		■
*	*Pseliodinium vaubani* Sournia	■	
*	*Pyrocystis gerbaulti* Pavillard	■	
	Pyrocystis lunula (Schütt) Schütt	■	
*	*Scrippsiella lachrymosa* Lewis		■
*	*Scrippsiella* like	■	
*	*Scrippsiella* cf. *precaria* Montresor *et* Zingone	■	■
*	*Scrippsiella ramonii* Montresor		■
*	*Scrippsiella trifida* Lewis		■
	Scrippsiella trochoidea (Stein) Loeblich	■	
	Cisti tipo small		■
	Cisti tipo medium		■
	Cisti tipo large		■
*	*Scrippsiella* sp.1		■
*	*Scrippsiella* sp.2		■
*	*Scrippsiella* sp.3		■
*	*Scrippsiella* sp.4		■
*	*Thecadinium* sp.	■	
	Triadinium polyedricum (Pouchet) Dodge	■	
	Dinocisti tipo 1		■
	Dinocisti tipo 2		■
	Dinocisti tipo 3		■
	Dinocisti tipo 4		■
	Dinocisti tipo 5		■
*	Dinocisti tipo 6		■
*	Dinocisti tipo 7		■
*	Dinocisti tipo 8		■
*	Dinocisti tipo 9		■
*	Dinocisti tipo 10		■
*	Dinocisti tipo 11		■
*	Dinocisti tipo 12		■
*	Dinocisti tipo 13		■
	Nudi indeterminati <15µm	■	
	Nudi indeterminati >15µm	■	
	Tecati indeterminati <15µm	■	
	Tecati indeterminati >15µm	■	
	Crisoficee		
*	Crisocisti tipo 1		■
	Crisoficee indeterminate	■	

Segue Tab. 1

Taxon	Stadi attivi	Cisti
Coccolitoforidi		
Anaplosolenia brasiliensis (Lohmann) Deflandre	■	
Calyptrosphaera oblonga Lohmann	■	
Emiliania huxleyi (Lohmann) Hay *et* Mohler	■	
* *Rhabdosphaera claviger* Murray *et* Blackman	■	
Syracosphaera pulchra Lohmann	■	
Coccolitoforidi indeterminati	■	
Altro fitoplancton		
* *Chrysochromulina camella* Leadbeater *et* Manton	■	
Dictyocha fibula Ehrenberg	■	
* *Dictyocha octonaria* (Ehrenberg) Hovasse	■	
Eutreptiella cf. *marina* Cunha	■	
Hermesinum adriaticum Zacharias	■	
Fitoflagellati <10 µm	■	
Criptoficee indeterminate	■	

Tab. 2 - Numero e percentuale dei taxa di dinoflagellati raccolti sia come stadi attivi che come cisti nei compartimenti pelagico e bentonico.
Dinoflagellates collected in pelagos and benthos. The numbers and percentages of the taxa recorded as active and resting stages are reported.

Marzo 2000					
Individui raccolti nel	Pelagos		Pelagos e benthos	Benthos	Tot.
Cisti nel ciclo vitale	---	√	√	√	
Numero di specie	20 (40%)	4 (8%)	6 (12%)	20 (40%)	50
Taxa non id.	7			16	23
Numero totale di specie	31 (42.5%)		6 (8.2%)	36 (49.3%)	73

Settembre 2000					
Individui raccolti nel	Pelagos		Pelagos e benthos	Benthos	Tot.
Cisti nel ciclo vitale	---	√	√	√	
Numero di specie	27 (40%)	4 (6%)	6 (9%)	30 (45%)	67
Taxa non id.	5			10	15
Numero totale di specie	36 (44%)		6 (7%)	40 (49%)	82

sedimenti e 8 in entrambi i comparti. L'analisi della composizione specifica dell'intera comunità fitoplanctonica nel corso dell'anno evidenzia un'elevata dominanza a marzo

delle diatomee *Guinardia striata, Chaetoceros decipiens* e *Cylindrotheca closterium*; tra i dinoflagellati nell'acqua dominano quelli atecati appartenenti al genere *Gymnodinium*. A giugno, le diatomee sono rappresentate da *Thalassiosira rotula*, *Bacteriastrum delicatulum* e *Chaetoceros curvisetus*, mentre dominano i piccoli dinoflagellati come *Mesoporos adriaticus*. A settembre dominano le diatomee con *Chaetoceros affinis* e *Guinardia striata* e i dinoflagellati con *Heterocapsa niei.* A dicembre, tra le diatomee prevalgono *Chaetoceros rostratus, Leptocylindrus danicus* e *Navicula* spp., mentre tra i dinoflagellati troviamo *Prorocentrum triestinum*. Nei sedimenti le specie dominanti sono, sia a marzo che a settembre, *Scrippsiella trochoidea* e *Lingulodinium polyedrum*. Le stazioni localizzate nel Porto di Brindisi e nel lago Alimini Grande mostrano i valori più elevati di densità, ricchezza specifica e diversità ecologica (dati non riportati). In particolare a Brindisi la comunità è caratterizzata dalle diatomee *Pseudo-nitzschia* cf. *pseudodelicatissima* e dai dinoflagellati *Pentapharsodinium tyrrhenicum*, *Protoperidinium parthenopes*, *Phalacroma rotundatum* e *Scrippsiella trochoidea*. Nel lago Alimini Grande le diatomee sono rappresentate dalle specie del genere *Chaetoceros*, mentre i dinoflagellati da *Akashiwo sanguinea* e *Gymnodinium impudicum*.

Per i dinoflagellati, in particolare, a marzo sono stati rinvenuti 73 *taxa*, dei quali ben 36 sono morfotipi di cisti e a settembre sono stati identificati 82 *taxa*, dei quali, 40 come stadi di resistenza (Tab. 2).

Considerando tutta la comunità fitoplanctonica, 65 specie vengono segnalate per la prima volta nell'Adriatico meridionale e nello Ionio (Tab. 1). Di queste 45 sono state trovate come stadi attivi, 25 come cisti e 5 in entrambe le forme.

Nell'area indagata sono state inoltre rinvenute quattro specie potenzialmente tossiche, di cui, *Pseudo-nitzschia* cf. *pseudodelicatissima* (Porto di Brindisi), *Akashiwo sanguinea* (lago Alimini Grande) e *Phalacroma rotundatum* (Porto di Brindisi) come stadi attivi, e *Alexandrium tamarense* (Gagliano, – 10 m) come cisti.

Conclusioni

La composizione specifica del fitoplancton nelle acque costiere della Penisola Salentina, risulta molto simile a quella precedentemente descritta in questa area da altri autori (Vilicic *et al.*, 1989; Vilicic, 1995; Caroppo *et al.*, 1999a). La ricchezza di specie osservata può essere anche paragonabile a quella già descritta, poiché sono state rinvenute complessivamente in tutta l'area 222 categorie di conteggio, tra stadi attivi e cisti, rispetto alle 250 trovate solo nella colonna d'acqua da Caroppo *et al.* (1999a).

A fronte di questa omogeneità di dati la differenza, secondo noi sostanziale, consiste nel fatto che i campionamenti sono stati effettuati utilizzando scale temporali diverse, con un notevole risparmio di risorse impiegate in questo studio rispetto ai precedenti. Questo risultato è stato possibile grazie all'utilizzo di un approccio metodologico che ha integrato lo studio della componente attiva nella colonna d'acqua con quella dormiente nei sedimenti. Infatti, se consideriamo solo il gruppo dei dinoflagellati, il numero di *taxa* rinvenuto è nettamente superiore a quello riportato dai precedenti studi (Vilicic *et al.*, 1989; Vilicic, 1995; Caroppo *et al.*, 1999a). A questo contribuiscono per quasi il 50% i *taxa* trovati come cisti in un habitat, quale sono i sedimenti, che non è certo abituale per chi studia il plancton. Purtroppo, nei sedimenti, non sono state trovate spore di diatomee, molte delle quali sicuramente sono perse a causa dell'utilizzo di setacci di maglia troppo grande, altrimenti la ricchezza specifica sarebbe stata ancora più alta.

Di particolare interesse sono risultate le stazioni localizzate nel porto di Brindisi e nel lago Alimini Grande. Queste aree confinate possono essere considerate, per le proprietà che hanno rivelato in termini di densità, ricchezza specifica e diversità ecologica, vere e proprie riserve di biodiversità. Infatti, è in queste due stazioni che è stato rinvenuto il maggior numero sia delle specie di nuova segnalazione per queste acque che delle specie tossiche. In particolare, risulta che i dinoflagellati tecati *Pentapharsodinium tyrrhenicum, Protoperidinium parthenopes* e *Scrippsiella precaria* estendono il loro areale di distribuzione anche all'Adriatico meridionale, essendo stati trovati precedentemente nel golfo di Napoli (Zingone e Montresor, 1988) e, a parte *P. parthenopes*, come cisti anche nell'Adriatico settentrionale (Rubino *et al.*, 2000). Sono inoltre di nuova segnalazione i dinoflagellati atecati quali *Akashiwo sanguinea* e *Gymnodinium impudicum*; quest'ultimo era stato trovato precedentemente solo nella laguna di Fusaro (Sarno *et al.*, 1993), altra area confinata. In entrambe le suddette stazioni sono state rinvenute anche specie potenzialmente tossiche, quali *Phalacroma rotundatum*, già precedentemente segnalato in questa zona (Caroppo *et al.*, 1999b) e *Akashiwo sanguinea*.

L'approccio integrato acqua/sedimenti fornisce con uno sforzo di campionamento nettamente inferiore una visione più completa della biodiversità del fitoplancton, che risulta così arricchita anche di forme non attive, che raramente vengono descritte e spesso sono indicatrici di possibili future maree colorate. In futuro dovranno essere messe a punto metodiche opportune anche per lo studio degli stadi di resistenza delle diatomee.

Summary

The phytoplankton composition along the Salento Peninsula was studied by means of an integrated water/sediments sampling approach, from march to december 2000. A total of 222 morphological categories, 156 of which as active stages in the water column and 66 as cysts in the sediments, were identified. Dinoflagellates showed the highest species diversity with 90 *taxa* of phytoplankters and 44 of resting stages. About the 30% of the identified species, mainly as cysts, were new records for the studied area.

The integrated approach allowed to integrate the information about phytoplankton diversity discovering nearly the 50% of taxa in the sediments as cysts.

Confined areas, such as Brindisi harbour and Alimini lake, showed the highest values of species diversity and were considered as biodiversity reservoirs for the plankton in the whole area.

In particular, four toxic species were recorded, three of them as active stages, *Pseudo-nitzschia* cf. *pseudodelicatissima*, *Akashiwo sanguinea* e *Phalacroma rotundatum* and one as cyst, *Alexandrium tamarense*.

Ringraziamenti

Gli Autori desiderano ringraziare S. Moscatello e C. Vaglio (Univ. di Lecce) per l'aiuto prestato durante le fasi di campionamento.

Bibliografia

BOERO F. (1994) – Fluctuations and variations in coastal marine environments. *P.S.Z.N.I: Mar. Ecol.*, **15**: 3-25.

BOERO F., BELMONTE G., FANELLI G., RUBINO F., PIRAINO S. (1996) – The continuity of living matter and the discontinuities of its constituens: do plankton and benthos really exist?. *Trends Ecol. Evol.*, **11**: 177-180.

CAROPPO C., FIOCCA A., SAMMARCO P., MAGAZZU' G. (1999a) – Seasonal variations of nutrients and phytoplankton in the coastal SW Adriatic Sea (1995 – 1997). *Bot. Mar.*, **42** (4): 389–400.

CAROPPO C., CONGESTRI R., BRUNO M. (1999b) – On the presence of *Phalacroma rotundatum* in the Southern Adriatic Sea (Italy). *Aquatic Microbial Ecology,* **17**: 301-310.

RUBINO F., BELMONTE G., MIGLIETTA A.M., GERACI S., BOERO F. (2000) – Resting stages of plankton in recent North Adriatic sediments. *P.S.Z.N.: Mar. Ecol.*, **21** (3-4): 263-286.
SAETRE M.M.L., DALE B., ABDULLAH M.I., SAETRE G.-P. (1997) – Dinoflagellate cysts as potential indicators of industrial pollution in a Norwegian fjord. *Mar. Env. Res.*, **44** (2): 167-189.
SARNO D., ZINGONE A., SAGGIOMO V., CARRADA G.C. (1993) – Phytoplankton biomass and species composition in a Mediterranean coastal lagoon. *Hydrobiologia*, **271**: 27-40.
UTHERMÖHL H. (1958) – Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. *Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, **9**: 1-38.
VILICIC D., VUCAK Z., SKRIVANIC A., GRZETIC Z. (1989) – Phytoplankton blooms in the oligotrophic open South adriatic waters. *Mar. Chem.*, **28**: 89-107.
VILICIC D., LEDER N., GRZETIC Z., JASPRICA N. (1995) – Microphytoplankton in the Strait of Otranto. *Mar. Biol*., **123**: 619-630.
ZINGONE A., MONTRESOR M. (1988) – *Protoperidinium parthenopes* sp. nov. (Dinophyceae), an intriguing dinoflagellate from the Gulf of Naples. *Cryptogamie, Algologie*, **9** (2): 117-125.
ZINGONE A., HONSELL G., MARINO D., MONTRESOR M., SOCAL G. (1990) – Metodi nell'ecologia del plancton marino. Fitoplancton. *Nova Thalassia*, **11**: 193-198.

Questo lavoro è stato realizzato con il supporto dei fondi del progetto INTERREG II Italia-Grecia, (U.O. N.4 - Prof. Belmonte CoNISMa – UNILE), MURST (60% e programmi COFIN), MIPA e CNR.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 409-415

A. Luglié, R. Ruiu, G. Ceccherelli, N. Sechi

Dipartimento di Botanica ed Ecologia vegetale, Università di Sassari, Via Muroni, 25 - 07100 Sassari, Italia.

VARIABILITÀ SPAZIO-TEMPORALE DELLA STRUTTURA DEL FITOPLANCTON NEL GOLFO DELL'ASINARA (SARDEGNA)

SPATIAL AND TEMPORAL VARIABILITY OF PHYTOPLANKTON STRUCTURE IN THE ASINARA GULF (SARDINIA)

Abstract

The spatio-temporal variability of phytoplankton and some environmental parameters in the gulf of Asinara are examined (05/97-04/98). Along the whole coastal area, stations at 500 and 3000 m from coast across 6 transects are considered. Results point out some variations in phytoplankton composition and dynamics. Multidimensional Scaling ordinations and Bray-Curtis cluster analuses identified two major zones at 500 m from coast, one for the site of Lu Bagnu and one for the other five sites; at each stations, a great similarity was found in its respactive share. On the contrary, at 3000 m from coast, no cluster was identified.

Key-words: *impact, dynamics, phytoplankton, Sardinia.*

Introduzione

Il Golfo dell'Asinara, situato nella parte Nord-occidentale della Sardegna (Fig. 1), è una vasta area marina di forma semicircolare con un'estensione di circa 500 Km^2 ed una massa d'acqua approssimativamente di 20×10^9 m^3. La profondità media si aggira sui 35 - 40 metri; le maggiori batimetriche vengono raggiunte con una debole inclinazione, tanto che solo il 35% della sua superficie ha una profondità superiore ai 50 m. I venti predominanti provengono dal I e dal IV quadrante. Nella fascia costiera terrestre si trovano centri urbani e turistici, un importante sito industriale, centrali termoelettriche, un porto industriale (Porto Torres), più porti turistici e, nella sua parte più occidentale, un parco nazionale (Parco Nazionale dell'Asinara). Gli effetti complessivi dei disturbi sul golfo non sono conosciuti e si dispone solo di scarse e limitate informazioni sia in termini spaziali, che temporali, che di compartimento, compreso quello planctonico (Cossu e Sechi, 1996; Sechi *et al.*, 1998).

In questo studio viene esaminata la dinamica del fitoplancton e di alcuni parametri ambientali lungo un ciclo annuale (maggio 1997 - aprile 1998) per valutare la loro variabilità spaziale e temporale e valutare il condizionamento dei diversi disturbi ambientali sulla qualità delle acque.

Materiali e metodi

Lo studio è stato svolto da maggio 1997 ad aprile 1998 su 6 transetti (da ovest ad est, Asinara, Saline, Porto Torres, Platamona, Marritza e Lu Bagnu), distribuiti nella porzione centro occidentale del golfo (Fig. 1). Per ogni transetto sono state considerate due stazioni, a 500 e 3000 m dalla costa, ed in ogni stazione i prelievi, effettuati con cadenza mensile tra ottobre e maggio e quindicinale tra giugno a settembre, sono stati effettuati a tre differenti profondità (superficie, intermedia, fondo). In questo lavoro viene riportato l'andamento di alcuni parametri ambientali, quali la temperatura, il fosforo totale (Strickland e Parsons, 1972) l'azoto inorganico totale (come sommatoria

dell'azoto nitrico, nitroso ed ammoniacale, analizzati secondo Strickland e Parsons, 1972), e per il fitoplancton l'andamento della densità cellulare (Utermöhl, 1958) e della sua composizione specifica. La struttura del fitoplancton è stata analizzata considerando l'analisi dei cluster: similitudini tra stazioni e profondità nell'ambito della stessa stazione sono state testate ordinando secondo un'analisi non-metrica multidimensionale (MDS) basata sull'indice di similarità di Bray-Curtis della composizione in specie. Le specie che maggiormente contribuiscono alle differenze tra stazioni sono state identificate usando la procedura SIMPER (Clarke, 1993).

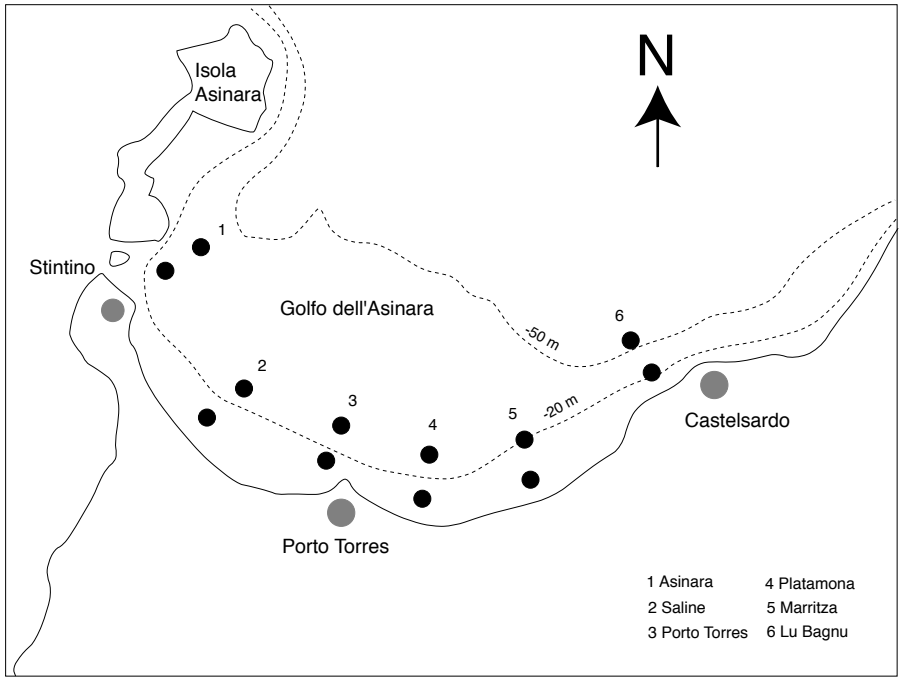


Fig. 1 - Il Golfo dell'Asinara e le stazioni di campionamento.
Asinara Gulf and the sampling stations.

Risultati

L'andamento della temperatura ha evidenziato la presenza di un termoclino tra giugno e agosto in tutte le stazioni a 3000 m dalla costa, che risulta invece assente in quelle a 500 m, ad eccezione delle stazioni dei transetti Asinara e Lu Bagnu (Fig. 2). I valori medi annuali della temperatura delle stazioni di questi due transetti, calcolate come media delle tre profondità campionate, sono stati più bassi di quelli delle altre (Tab. 1). Le medie annuali del fosforo totale e dell'azoto inorganico (Tab. 1) hanno variato a 500 m, rispettivamente, tra 0,19 µM - 0,25 µM e 0,49 µM - 0,69 µM, ed a 3000 m tra 0,21 µM - 0,26 µM e 0,37 µM - 0,68 µM. I transetti Asinara e Saline hanno evidenziato, complessivamente, le minori disponibilità di nutrienti, con il fosforo totale

per lo più inferiore a 0,2 µM e l'azoto inorganico a 0,5 µM. Nei transetti P. Torres e Platamona questi valori sono stati invece superati frequentemente. I picchi massimi sono stati rilevati a P. Torres a 500 m (0,76 µM per il fosforo e 2,16 µM per l'azoto).

Tab. 1 - Medie annuali dei parametri ambientali considerati.
Annual means of environmental variables considered.

	Densità	P-Ptot	N-Ninor	Temperatura
	cell. l^{-1}	µM	µM	°C
Asinara				
500 m	14279	0,19	0,49	18,83
3000 m	7961	0,22	0,39	19,01
Saline				
500 m	10421	0,20	0,39	20,57
3000 m	16512	0,24	0,37	19,39
Porto Torres				
500 m	130007	0,25	0,69	20,40
3000 m	19211	0,21	0,51	19,28
Platamona				
500 m	58159	0,25	0,69	20,31
3000 m	38893	0,26	0,58	19,44
Marritza				
500 m	68003	0,25	0,63	20,37
3000 m	36225	0,23	0,56	19,04
Lu Bagnu				
500 m	37391	0,22	0,63	19,20
3000 m	24749	0,21	0,68	18,79

Le medie annuali della densità totale del fitoplancton, calcolate come media delle tre profondità campionate, sono state più alte nelle stazioni a 500 m che in quelle a 3000 m, ad eccezione del transetto Saline (Tab. 1, Fig. 3). Per le stazioni poste a 500 m dalla costa, la media annuale più elevata è stata riscontrata a P. Torres (130×10^3 cell. l^{-1}) e quella più bassa alle Saline (10×10^3 cell. l^{-1}); per quelle a 3000 m, rispettivamente, a Platamona (39×10^3 cell. l^{-1}) e all'Asinara (8×10^3 cell. l^{-1}). Nei transetti Asinara e Saline, la dinamica del fitoplancton è stata simile a 500 m e 3000 m, con una modesta densità estiva, un lento e progressivo incremento autunnale, culminato in un picco invernale, seguito da un netto calo primaverile. Negli altri transetti, oltre al picco invernale più o meno anticipato e prolungato, rilevato sia a 500 m che a 3000 m, di entità solo leggermente maggiore rispetto ai transetti precedenti, sono stati riscontrati frequenti ed improvvisi incrementi della densità fitoplanctonica. Il valore massimo nelle stazioni a 500 m dalla costa, è stato rilevato all'inizio di giugno a P. Torres (972×10^3 cell. l^{-1}) e in quelle a 3000 m a maggio a Platamona (178×10^3 cell. l^{-1}). In tutte le stazioni il picco invernale è stato determinato dall'affermazione di diverse specie di Bacillariophyceae (Fig. 3), risultate in genere anche responsabili dei repentini incrementi osservati nei transetti P. Torres, Platamona, Marritza e Lu Bagnu. La composizione percentuale media annuale per classi algali (Fig. 3) ha mostrato un maggior contributo di Haptophyceae (per lo

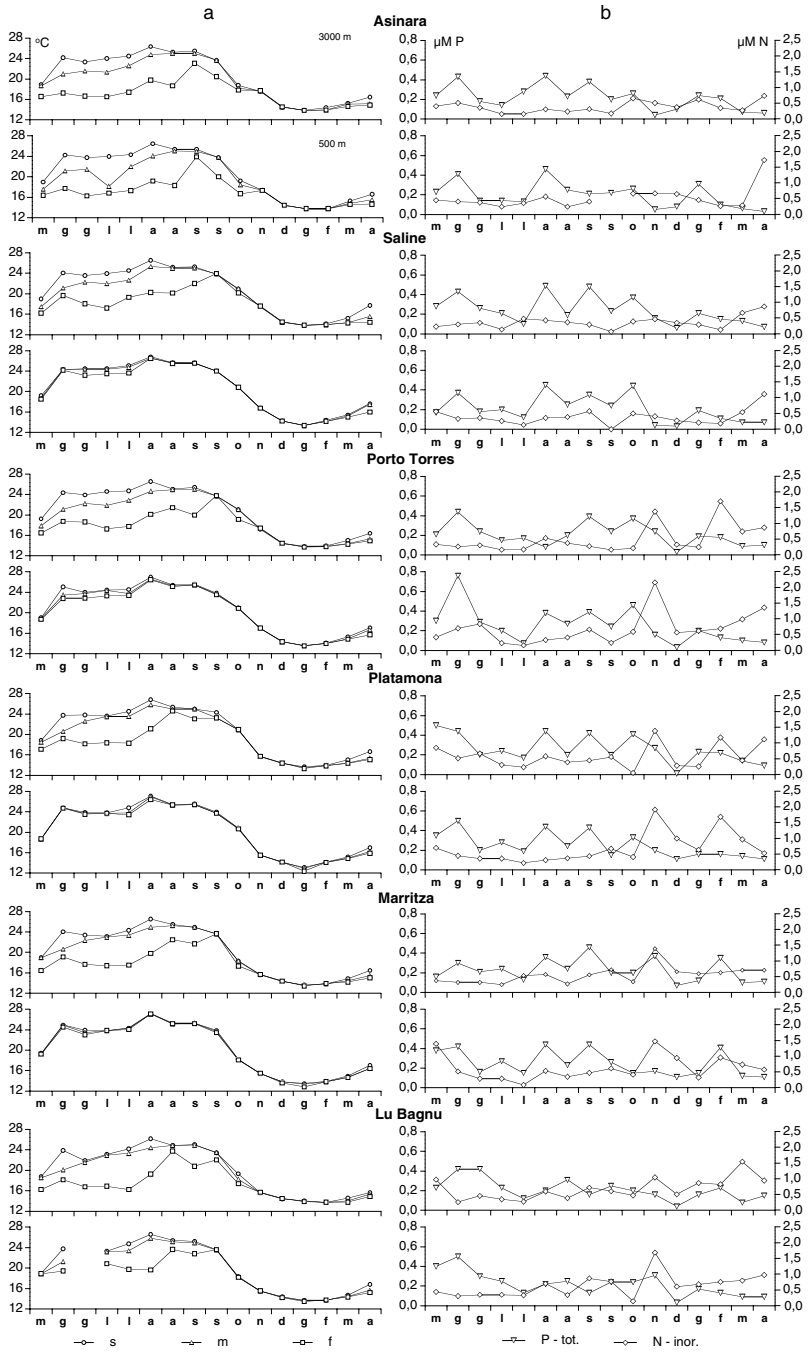


Fig. 2 - Dinamica dei parametri ambientali considerati in ogni stazione di campionamento (a, temperatura alle tre profondità di prelievo; b, fosforo totale e azoto inorganico).

Dynamics of environmental variables considered in each sampling station (a, temperature; b, total P and inorganic N).

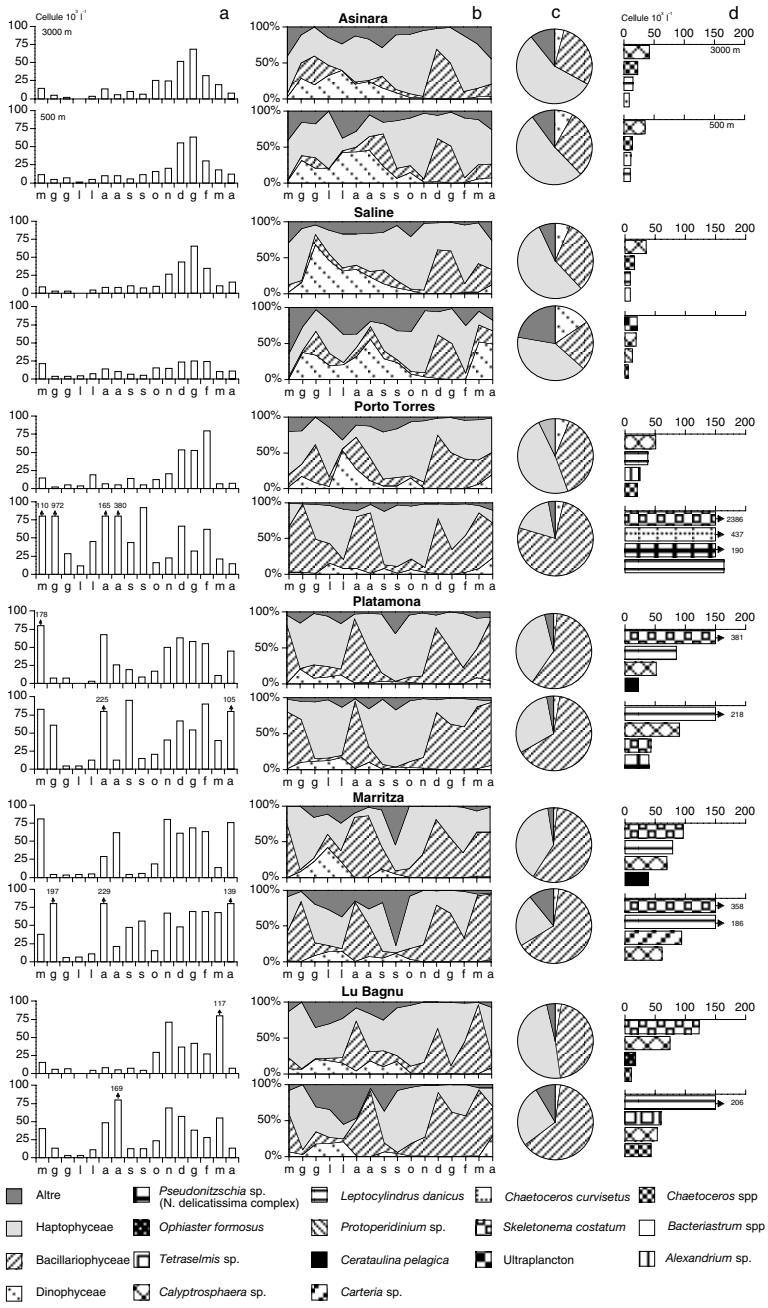


Fig. 3 - Dinamica del fitoplancton in ogni stazione (a, dinamica della densità totale; b, dinamica della composizione percentuale delle classi; c, composizione percentuale media annuale delle classi algali; d, le specie più abbondanti e loro massimi).

Phytoplankton dynamics (a, dynamics of total density; b, dynamics of percent composition of algal classes; c, percent composition of mean annual abundance of algal classes; d, most abundant species and their maximum values).

più Coccosphaerales) e una discreta presenza di Dinophyceae nei transetti Asinara e Saline, e di Bacillariophyceae negli altri, nei quali questa classe è stata particolarmente rilevante a 500 m. La componente "Altre" è stata rappresentata principalmente da Flagellati (Saline) e Prasinophyceae (Marritza). Considerando complessivamente le dodici stazioni, i maggiori valori di densità sono stati determinati da una quindicina di entità algali (Fig. 3), per lo più attribuibili alle Bacillariophyceae. In ogni stazione, almeno a livello di grado gerarchico, sono state rilevate evidenti differenze. Solo nei transetti Asinara e Saline la specie più importante è stata una Haptophycea (*Calyptosphaera* sp.) mentre in tutti gli altri una Bacillariophycea. Tra queste, *Skeletonema costatum* Greville (Cleve), *Chaetoceros curvisetus* Cleve, *Chaetoceros* spp. e *Leptocylindrus danicus* (Cleve) sono state le specie che hanno sviluppato le maggiori densità in gran parte delle stazioni. L'ordinamento multidimensionale effettuato sulla media delle abbondanze tra tutte le date di campionamento delle stazioni e profondità per stazione non ha identificato raggruppamenti a 3000 m dalla costa, né tra le stazioni né tra le profondità (stress = 0.1, R = 0.511); a 500 m dalla costa è stata invece riscontrata una grande similitudine tra la composizione in specie relativa alle tre profondità della stessa stazione e una significativa differenza tra stazioni (stress = 0.1, R = 0.872). La stazione che si è discostata notevolmente da tutte le altre è quella di Lu Bagnu: le altre si sono disposte in maniera molto simile alla loro localizzazione seguendo l'ordine Saline, Asinara, Marritza, Platamona. La composizione in specie della stazione P. Torres non ha mostrato alcuna similitudine tra le varie quote campionate. Secondo l'analisi SIMPER le specie che hanno contribuito maggiormente a questo raggruppamento sono *L. danicus, Calyptrosphaera* sp. e *S. costatum* completamente assenti nella stazione di Lu Bagnu dove invece è risultato abbondante *Halopappus* sp.

Discussione e conclusioni

Lo studio svolto nel Golfo dell'Asinara ha evidenziato la presenza di aree con condizioni ambientali differenti, tali da determinare uno sviluppo diversificato del fitoplancton, sia in termini quantitativi (valori e dinamica della densità) che qualitativi (composizione specifica e specie più importanti). È stata riscontrata una differenziazione tra i transetti centrali (P. Torres e Platamona) e quelli orientali (Marritza e Lu Bagnu), e tra quelli centrali e quelli occidentali (Asinara e Saline). I transetti centrali sono stati quelli che, anche concordemente alla maggiore vicinanza con le fonti di disturbo antropico (Cossu e Sechi, 1996), hanno mostrato le densità più alte di fitoplancton, con una dominanza delle diatomee e le maggiori concentrazioni di nutrienti. Nonostante la distanza dei transetti occidentali e orientali sia pressoché equivalente rispetto a quelli centrali, le situazioni riscontrate nelle due aree sono state differenti. I transetti occidentali, sono stati infatti caratterizzati da uno sviluppo del fitoplancton più ridotto, con la prevalenza delle Haptophyceae, una discreta presenza di Dinophyceae e con concentrazioni di nutrienti minori. Inoltre, in questi transetti, la dinamica temporale del fitoplancton ha mostrato una chiara stagionalità (massimi invernali e minimi estivi) sia a 500 m che a 3000 m dalla costa. Negli altri transetti la stagionalità è stata evidente solo nelle stazioni più distanti, in concomitanza, nei mesi estivi, ad una stratificazione termica definita, assente nelle stazioni a 500 m, con minori profondità. In ogni transetto è stata quindi individuata una differenziazione delle stazioni, in rapporto alla loro distanza dalla costa, con quelle più lontane caratterizzate da minori densità del fitoplancton e minori concentrazioni di nutrienti, la cui disponibilità per lo sviluppo algale potrebbe aver subito un maggior controllo da parte della termica delle acque, a sua

volta strettamente dipendente anche dalla batimetria del sito. Quest'insieme di fattori concatenati, potrebbe aver portato, nelle stazioni a 3000 m, delle maggiori differenze nella dinamica del fitoplancton, aspetto chiaramente estrapolato dall'analisi MDS, che ha evidenziato inoltre la peculiarità della stazione a 500 m del transetto Lu Bagnu, l'unica, oltre a quella dell'Asinara, con una profondità tale da consentire la formazione di un termoclino estivo. L'insieme dei risultati ottenuti permette di confermare quanto già ipotizzato da Sechi *et al.* (1998) rispetto all'eterogeneità delle condizioni ambientali nel golfo. Inoltre, gli effetti delle attività antropiche, svolte lungo la fascia costiera terrestre, sembrerebbero differenti nelle diverse aree marine in rapporto a più fattori, tra i quali la distanza dell'area dalle fonti di disturbo, l'andamento delle correnti marine prevalenti, la geomorfologia dei siti e le relative influenze sulla termica delle acque e sulla disponibilià dei nutrienti.

Summary

This study investigates the spatio-temporal variability of phytoplankton structure and some main parameters (temperature and nutrients) in the Gulf of Asinara (north-western Sardinia) from May 1997 to April 1998. The western side of the gulf became recently national sea park; in the centre-eastern part of its coastal strip there are towns, industrial activities, thermoelectric plants, harbours and river mouths. Along the whole coastal area, 6 transects were considered and two stations per transect – at 500 m and 3000 m from coast – were sampled. Results pointed out considerable variations of environmental conditions in the Gulf of Asinara and their influences on both species composition and phytoplankton dynamics and on the other parameters. Multidimensional Scaling ordinations and Bray-Curtis cluster analysis identified two major zones at 500 m from coast: the western Lu Bagnu and the other zone with the five stations. In each of these stations, a great similarity was found among the three sampling depths. Conversely, at 3000 m from coast, no cluster was identified. Differences gradually decrease in the stations farther from coast and show that anthropic activities affect more the centre-eastern side of the gulf than the western one, being closer to the disturbance sources and probably because of the general hydrodynamics of the gulf.

References

CLARKE K.R. (1993) – Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.*, **18**: 117-143.

COSSU A., SECHI N. (1996) – Indagini ecologiche nel porto industriale di Porto Torres: il fitoplancton. *Atti dell'11° Congresso AIOL, Sorrento, 26-28 Ottobre 1994*: 103-110.

SECHI N., LUGLIÈ A., SOLINAS G., RUIU R., MANCA B. (1998) – La qualità dell'acqua dell'ambiente marino del golfo dell'Asinara dal punto di vista della componente trofica primaria. In: Gutierrez M., Mattone A., Valsecchi F. (eds), *L'Isola dell'Asinara. L'ambiente, la storia, il parco*. Poliedro, Nuoro: 177-180.

STRICKLAND J.D.H., PARSONS T.R. (1972) – A pratical handbook of seawater analysis. *Fisheries Research board of Canada.*

UTERMÖHL H. (1958) – Zur Vervolkommnung der quantitativen Phytoplankton - Methodik. *Ver. int. Ver. theor. Angew. Limol*., **9**: 1-38.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 416-419

D. Zampino, R. Zaccone, R. La Ferla

Istituto Sperimentale Talassografico CNR, Spianata S. Raineri, 86 - 98122 Messina, Italia.

STIMA DELLA FRAZIONE VITALE DEL BATTERIOPLANCTON: CONFRONTO DI METODICHE

DETERMINATION OF BACTERIOPLANKTON ACTIVE FRACTION: A COMPARISON OF METHODS

Abstract

To quantify the active bacterioplankton fraction in oligotrophic marine environments, we compared the total cell counts and the plate counts with the direct viable count procedure and the nucleoid-containing cell counts method. The active bacteria result much greater (1 to 2 orders of magnitude) then culturable ones, confirming the presence of viable but nonculturable cells.

Key-words: *sea-water bacterioplankton, viable but nonculturable cells, methods.*

Introduzione

In ambienti oligotrofici, in cui prevalgono gli organismi <2 µm, poco ancora si conosce sul ruolo dei batteri eterotrofi e in particolare sul significato dei processi da loro mediati che intervengono nei cicli della sostanza organica. La quantificazione della biomassa batterica "in toto" non risponde alla richiesta di quale frazione del popolamento sia metabolicamente attiva e vitale e svolga, pertanto, un ruolo effettivo nell'ecosistema. Con i metodi di conteggio utilizzati per la stima dei batteri totali si considerano anche cellule morte o inattive. L'utilizzo di metodiche capaci di evidenziare le cellule vitali all'interno delle comunità naturali batteriche assume una grande importanza poiché tali cellule sono responsabili delle effettive attività metaboliche e rappresentano, quindi, la frazione reale dei microrganismi capaci di agire in un dato ecosistema.

Per ovviare alle limitazioni imposte dai metodi colturali tradizionali, gli autori hanno testato la vitalità cellulare su campioni marini naturali utilizzando due differenti metodiche. La procedura DVC (Direct Viable Count) consiste nell'inibizione della sintesi del DNA e della divisione cellulare senza alterare le altre attività metaboliche delle cellule (Joux e LeBaron, 1997); la metodica NUCC (Nucleoid-Containing Cell Counts) permette di evidenziare, in maniera selettiva, i batteri provvisti di nucleoide e quindi vitali, e di distinguerli dalle cellule prive di nucleoide, "ghost", che rappresentano l'ultimo stadio negli esperimenti di starvation-survival di *Escherichia coli* (Karner e Fuhrman, 1997; Muela *et al*., 1999).

Il metodo DVC originale, basato sull'incubazione di campioni con un singolo antibiotico (acido nalidixico) e nutrienti (estratto di lievito) (Kogure *et al.*, 1979), è stato modificato sia in termini di utilizzo di antibiotici sia di tempi di incubazione (Kogure *et al*., 1987) a causa della presenza di batteri resistenti all'antibiotico usato e capaci di moltiplicarsi prima della formazione di cellule allungate.

La combinazione di basse concentrazioni di acido nalidixico con altri antibiotici specifici dell'inibizione della sintesi del DNA o della formazione del setto della

membrana citoplasmatica, associata ad un più lungo periodo di incubazione, ha portato ad un'incrementata, e più chiaramente distinguibile, frazione di cellule che danno risposta positiva al substrato (Joux e LeBaron, 1997; Guyard *et al*., 1999).

La capacità dei batteri di esplicare le proprie funzioni metaboliche e riprodursi è indicativa della presenza di DNA, di conseguenza le cellule batteriche provviste di nucleoidi sono vitali. Pertanto la stima selettiva delle cellule provviste di nucleoide consente la determinazione dei batteri attivi, anche di quelli non coltivabili, discriminandoli dalle forme "ghost" e dalle cellule batteriosimili (Zweifel *et al*., 1995; Karner e Fuhrman, 1997; Muela *et al*., 1999).

Materiali e metodi

I campioni d'acqua sono stati prelevati in una stazione profonda (latitudine 37°09'57"N; longitudine 15°22'59"E) del Mar Ionio.

Il conteggio totale dei batteri è stato effettuato su campioni fissati con formaldeide (concentrazione finale 2%) e colorati con 4', 6-diamidino-2-phenylindole (DAPI, Sigma) per 5 min (concentrazione finale 10 mg/ml) (Porter e Feig, 1980).

La densità dei batteri eterotrofi vitali (CFU) è stata stimata sul terreno Marine Agar 2216 (Difco), mediante *spread plate* e incubazione a 22°C per 7 gg (Zaccone *et al*., 1998).

La determinazione delle cellule DVC+ è stata effettuata dopo incubazione dei campioni al buio, a 20°C, per 24 ore, con un miscuglio di antibiotici (acido nalidixico, 20 mg/ml; ac. piromidico, 10 mg/ml; ac. pipemidico, 10 mg/ml; cephalexin, 10 mg/ml [Sigma] e ciprofloxacin, 0.5 mg/ml [ICN]) e nutrienti (estratto di lievito [Difco], concentrazione finale 50 mg/ml). Dopo l'incubazione i campioni, fissati con formaldeide (concentrazione finale 2%), sono stati colorati con DAPI (concentrazione finale 2.5 mg/ml) per 30 min (Joux e LeBaron, 1997).

Per la determinazione dei NUCC i campioni sono stati fissati con NaN_3 (concentrazione finale 0.5 M) ed incubati con DAPI (concentrazione finale 2 mg/ml) per un'ora. Poi sono stati diluiti con acqua deionizzata (diluizione 1:4), aggiungendo Triton X-100 (concentrazione finale 0.1 vol/vol) ed incubando nuovamente con DAPI per 2 ore. Dopo la filtrazione su membrana di policarbonato (Nuclepore) con porosità pari a 0.2 mm, l'eccesso di DAPI è stato rimosso con 5 ml di isopropanolo per 10 minuti per decolorare le particelle non batteriche (Karner e Fuhrman, 1997).

Le cellule sono state contate ad un ingrandimento di 1000x con un microscopio ad epifluorescenza Axioplan Zeiss fornito di lampada di Hg 100 W ed un set di filtri (G 365; FT 395; LP 420). Per ciascun campione, il conteggio è stato effettuato su almeno 20 campi in duplicato e la concentrazione è riportata come valore medio (cell ml^{-1}).

Risultati

Il batterioplancton totale raggiungeva abbondanze comprese tra 8.7×10^4 e 3.0×10^5 cell/ml, le cellule contenenti nucleoidi (NUCC) variavano da 7.5×10^3 a 8.7×10^4 cell/ml, le cellule vitali non coltivabili (DVC) erano comprese tra 9.7×10^2 e 1.9×10^3 cell/ml mentre i batteri coltivabili (CFU) si attestavano su valori tra 0.4×10^2 e 2.4×10^2 CFU/ml.

Il confronto tra le concentrazioni stimate nei singoli campioni con i diversi metodi

ha permesso di quantificare la frazione di cellule vitali: le abbondanze di NUCC sono di 2 ordini di grandezza più elevate rispetto ai CFU, mentre i DVC superano i CFU di 1 ordine di grandezza (Fig. 1).

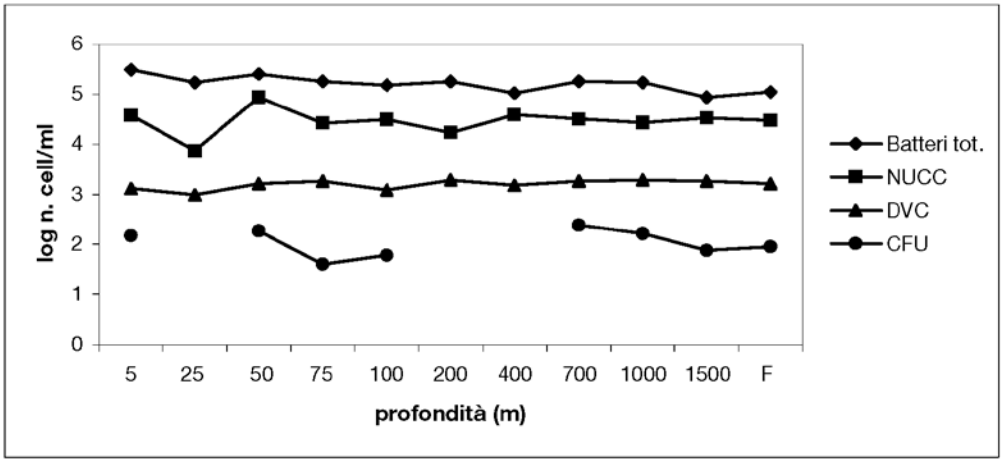


Fig. 1 - Confronto tra le densità batteriche determinate con i differenti metodi: NUCC (nucleoid-containing cell counts), DVC (direct viable counts), CFU (colony forming units).
Comparation among bacterial densities determined by different methods: NUCC (nucleoid-containing cell counts), DVC (direct viable counts), CFU (colony forming units).

Conclusioni

I metodi utilizzati consentono una migliore quantificazione della frazione batterica vitale rispetto alla stima dei batteri coltivabili. In particolare, il metodo DVC permette una migliore stima del numero totale di batteri "viviformi" in ambienti acquatici rispetto ai metodi colturali di conteggio tradizionali (Roszak e Colwell, 1987). La più ampia frazione di cellule DVC+ rispetto al conteggio totale su piastra si spiega col fatto che alcune cellule possono effettuare qualche divisione ma non raggiungono un numero sufficiente a produrre colonie batteriche.

Il conteggio dei NUCC rappresenta la stima massima dei batteri vitali (Muela *et al*., 1999). Una frazione di queste cellule è incapace di dividersi e quindi non è coltivabile e ciò spiega le differenze nelle determinazioni dei NUCC e dei CFU. Queste cellule, tuttavia, contengono ancora nucleoidi visibili e mantengono le attività metaboliche finchè non perdono i nucleoidi.

Le metodiche di evidenziazione delle cellule vitali permettono di stimare nel suo complesso la frazione di cellule batteriche vitali in rapporto al conteggio totale e quindi di determinare l'aliquota reale di cellule capaci di attività metabolica *in situ*. I risultati ottenuti sembrano promettenti per stimare la reale concentrazione della frazione vitale del batterioplancton, fornendo un quadro più preciso sull'effettiva abbondanza delle biomasse batteriche e sulla loro attività nell'ambiente. Inoltre possono fornire informazioni molto utili sulle potenzialità trofiche delle comunità naturali in condizioni ottimali. Ulteriori studi consentiranno di confrontare la fra-

zione vitale con altri parametri trofici e biologici per una migliore comprensione della valenza ecologica di questa popolazione nell'ecosistema.

Bibliografia

BYRD J.J., XU H.S., COLWELL R.R. (1991) - Viable but non culturable bacteria in drinking water. *Appl. Environ. Microbiol*., **57**: 875-878.

GUYARD S., MARY P., DEFIVES C., HORNEZ J.P. (1999) - Enumeration and characterization of bacteria in mineral water by improved direct viable count method. *J. Appl. Microbiol*., **86**: 841-850.

JOUX F., LEBARON F. (1997) - Ecological Implications of an Improved Direct Viable Count Method for Aquatic Bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, **63**: 3643-3647.

KARNER M., FUHRMAN J.A. (1997) - Determination of active marine bacterioplankton: a comparison of universal 16S rRNA probes, autoradiography, and nucleoid staining. *Appl. Environ. Microbiol*., **63**: 1208-1213.

KOGURE K., SIMIDU U., TAGA N. (1979) - A tentative direct microscopic method for counting living marine bacteria. *Can. J. Microbiol*., **25**: 415-420.

KOGURE K., SIMIDU U., TAGA N., COLWELL R.R. (1987) - Correlation of direct viable count with heterotrophic activity for marine bacteria. *Appl. Environ. Microbiol*., **53:** 2332-2337.

MUELA A., ARANA I., JUSTO J.I., SECO C., BARCINA I. (1999) - Changes in DNA Content and Cellular Death during a Starvation-Survival Process of *Escherichia coli* in River Water. *Microb. Ecol*., **37**: 62-69.

PORTER K.G., FEIG Y.S. (1980) - The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr*., **25**: 943-948.

ROSZAC D.B., COLWELL R.R. (1987) - Metabolic activity of bacterial cells enumerated by direct viable count. *Appl. Environ. Microbiol*., **53**: 2889-2893.

ZACCONE R., CARUSO G., CALI' C., SCARFO' R. (1998) - Primi dati sulla caratterizzazione microbiologica delle acque dell'Adriatico settentrionale. *Atti 12° Congresso A.I.O.L.,* **2**: 487-497.

ZWEIFEL U.L., HAGSTROM A. (1995) - Total counts of marine bacteria include a large fraction of non-nucleoid-containing bacteria (ghosts). *Appl. Environ. Microbiol*., **61**: 2180-2185.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 420-422

P. Stramigioli, R. Gramolini, G. Piccinetti Manfrin

Laboratorio di Biologia Marina e Pesca, Università di Bologna,
V.le Adriatico, 1/N - 61032 Fano, Pesaro Urbino, Italia.
lbmpfano@mobilia.it

PRIMA SEGNALAZIONE DI *FACCIOLELLA OXYRHYNCHA* (BELLOTTI, 1883) (OSTEICHTHYES, NETTASTOMATIDAE) IN ADRIATICO

FIRST RECORD OF FACCIOLELLA OXYRHYNCHA *(BELLOTTI, 1883) (OSTEICHTHYES, NETTASTOMATIDAE) IN THE ADRIATIC SEA*

Abstract

Different larval stages of some Anguilliformes were caught during a trawl survey (summer 2000) carried out in the Middle – Southern Adriatic Sea. Particularly the first finding of a Facciolella oxyrhyncha *(Osteichthyes, Nettastomatidae) larva is here reported.*

Key-words: *leptocefali,* Facciolella oxyrhyncha, *new record, Adriatic Sea.*

Introduzione

Le comunità meso-batipelagiche del Medio e Basso Adriatico sono scarsamente conosciute. Nell'agosto 2000 è stata condotta una campagna di pesca, con reti pelagiche profonde, nel tratto di mare compreso tra Pescara e Brindisi.

In questo lavoro in particolare sono stati studiati gli stadi larvali di tipo leptocefalo dell'ordine degli Anguilliformi e viene segnalata, per la prima volta, la cattura in Adriatico di un leptocefalo di *Facciolella oxyrhyncha* (Bellotti, 1883).

Materiali e metodi

I prelievi sono stati effettuati in due zone dell'Adriatico Centrale e Meridionale con una rete volante sperimentale (trainata da un solo motopeschereccio) sia nelle ore diurne che in quelle notturne a profondità variabile da 100 m fino ad un massimo di circa 950 m.

Risultati

Nel corso della campagna sono state catturate complessivamente 333 larve di Anguilliformi appartenenti in ordine di abbondanza rispettivamente ai *Congridae*, *Xenocongridae* e *Nettastomatidae*.

Particolare importanza riveste la cattura di un leptocefalo di *Facciolella oxyrhyncha* appartenente alla famiglia *Nettastomatidae*, Anguilliformi batibentonici poco conosciuti che vivono in cavità scavate nei fondali molli della scarpata continentale (Bini, 1970).

In Mediterraneo *F. oxyrhynca* è una specie rara nota solo per il Mar Ligure e Tirreno e mai segnalata in Adriatico (Amori *et al.*, 1993; Relini, 1995; Soljan, 1971; Whithead *et al.*, 1986).

L'esemplare è stato catturato nel Basso Adriatico (41° 06' 40'' N; 17° 29' 28'' E) ad una profondità compresa tra 440 e 526 m, ha una lunghezza totale di 111 mm e corrisponde a *Leptocephalus oxyrhyncus* segnalato da Bellotti (1883) nel Mare di Messina; la metamorfosi per questa specie avviene a circa 170-200 mm di lunghezza.

L'identificazione è stata effettuata in accordo con le chiavi di determinazione di Aboussuan (1990), D'Ancona (1931) e con la descrizione morfologica di Grassi (1913) e Sanzo (1938).

L'esemplare di *F. oxyrhynca* catturato è completamente trasparente ed il capo presenta un caratteristico muso allungato e sottile in cui la mascella superiore è molto più lunga di quella inferiore.

L'intestino è corto (ano a circa 1/3 di LT) e rettilineo; i miomeri preanali sono circa 64, quelli totali 183 e la loro somma corrisponde al numero di vertebre caratteristico della specie (240-250).

Il pigmento è nero, caratteristico e rappresentato da: cromatofori stellati lungo la parte anteriore e posteriore di intestino; macchie profonde e laterali (8) all'altezza della corda sul tronco e sulla coda; cromatofori sull'apice codale, tra l'occhio e la pettorale e sulla mascella superiore.

Conclusioni

La cattura di un leptocefalo di *F. oxyrhyncha* segnala per la prima volta in Adriatico la presenza di questa specie batibentonica, diffusa principalmente lungo la costa nord-africana atlantica e rara in Mediterraneo (Whithead *et al.*, 1986). Inoltre incoraggia l'approfondimento dello studio dei popolamenti ittioplanctonici e dei loro stadi larvali nella fossa del Basso Adriatico, in quanto nuovi ritrovamenti di questa ed altre specie rare batibentoniche potrebbero essere possibili.

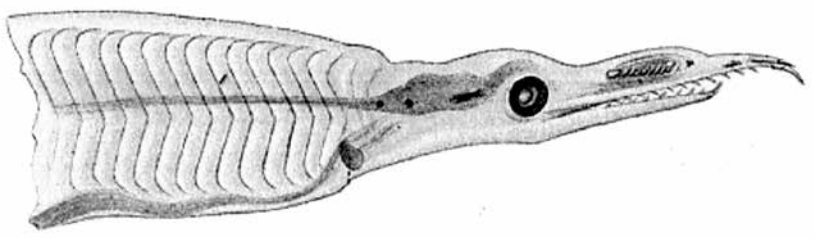


Fig. 1 - *Facciolella oxyrhyncha*: particolare del capo (da Grassi 1913).
Facciolella oxyrhyncha*: detail of the head (from Grassi 1913).*

Bibliografia

ABOUSSUAN A. (1990) - *Guide pour l'identification des Larves de Poissons de la mer Méditerranée*. C.I.E.S.M. Monaco: 17-46.

AMORI G., ANGELICI F.M., FRUGIS S., GANDOLFI G., GROPPALI R., LANZA B., RELINI G., VICINI G. (1993) – Vertebrata. In: Minelli A., Ruffo S., La Posta S. (eds), *Checklist delle specie della fauna italiana.* Calderini, Bologna, **110**: 1-83.

BELLOTTI C. (1883) - I Leptocefali del mare di Messina. *Atti Soc. Ital. Sci. Nat, Milano*, **26**: 165 pp.

BINI G. (1970) – *Atlante dei pesci delle coste italiane*. Mondo Sommerso Editrice, Roma, **3**: 230 pp.

D'ANCONA U. (1931) - Heteromi, Apodes. *Fauna e Flora del golfo di Napoli*, **38**: 94-156.
GRASSI B. (1913) – Metamorfosi dei Murenoidi, ricerche sistematiche ed ecologiche. *Com. Tal. Ital. Monogr.,* **1**: 211 pp.
RELINI G (1995) – La fauna ittica batiale del Mediterraneo con particolare riferimento ai campionamenti dello strascico. *Biol. Mar. Medit.,* **2** (2): 177-183.
SANZO L. (1938) – Uova, stadi embrionali, prelarve e larve di *Saurenchelys cancrivora* Peters. *Mem. Com. Talassogr. Ital*., **249**: 10 pp.
SOLJAN T. (1971) – *I pesci dell'Adriatico*. Arnoldo Mondadori, Verona: 522 pp.
WHITHEAD P.J.P., BAUCHOT M.L., HUREAU J.C., NIELSEN J., TORTONESE E. (1986) – *Fishes of the North-Eastern Atlantic and the Mediterranean (FNAM)*. Unesco, Paris, **2**: 535-592.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 423-426

C. Larato, M. Rorato, E. Crevatin, P. Del Negro, S. Fonda Umani

Laboratorio di Biologia Marina, Via A. Piccard, 54 - 34010 Trieste, Italia.

VARIAZIONI TEMPORALI DELL'ABBONDANZA NANOPLANCTONICA NEL GOLFO DI TRIESTE

VARIATIONS OF THE NANOPLANKTONIC ABUNDANCE IN THE GULF OF TRIESTE

Abstract

Temporal variations in nanoplanktonic abundance were investigated in the Gulf of Trieste from 1995 to 1998. Autotrophic nanoplankton abundance was close to values previously reported for the area while heterotrophic organisms significantly increased. The ratio between autotrophic and heterotrophic fractions confirmed changes in community structure. Nanoplankton assemblages were initially dominated by autotrophs and then heterotrophs prevailed.

Key-words*: nanoplankton, autotrophic nanoplankton, heterotrophic nanoplankton, Gulf of Trieste.*

Introduzione

Il nanoplancton, costituito da organismi unicellulari di dimensioni comprese tra 2 e 20 µm (Sieburth *et al.*, 1978), rappresenta un importante anello nella rete trofica planctonica. La componente autotrofa contribuisce consistentemente alla produzione primaria (Han e Furuya, 2000) mentre la frazione eterotrofa partecipa al controllo dell' abbondanza batterica (Hahn e Höfle, 2001). L'attività di predazione esercitata dal microzooplancton (Gasol, 1994) sul nanoplancton consente, inoltre, il trasferimento di energia della rete microbica alle classi dimensionali superiori.

Nonostante la presenza di organismi nanoplanctonici, identificati con il metodo di Uthermöl (1958) ed indicati come microflagellati, sia stata ampiamente osservata nel Golfo di Trieste (Fonda Umani *et al.*, 1999), scarse risultano le osservazioni relative alla distribuzione delle sue diverse componenti (Turk *et al*., 1992).

Materiali e metodi

Da aprile 1995 a dicembre 1998 è stato effettuato un campionamento mensile (con una interruzione da aprile a settembre 1997) in una stazione del Golfo di Trieste (C1) posta a 200 m dalla costa su un fondale di circa 15 m. I campioni d'acqua sono stati prelevati in superficie, a –5 m, –10 m ed al fondo (–15 m) utilizzando bottiglie Niskin da 5 l. Aliquote pari a 50 ml di campione sono state fissate in glutaraldeide (conc. finale 1%) e successivamente prefiltrate su rete da 20 µm. Subcampioni di 20-40 ml sono stati filtrati su membrana di policarbonato scuro (Nuclepore) con porosità pari a 0,8 µm. Le abbondanze cellulari sono state stimate utilizzando il metodo di Martinussen e Thingstad (1991) che prevede l'uso contemporaneo dei fluorocromi Primulina e DAPI. Il conteggio è stato effettuato in microscopia ad epifluorescenza con un ingrandimento finale di 1000×, utilizzando obiettivi ad immersione.

Il test di Kruskall Wallis è stato applicato sull'insieme dei dati annuali per verificare le differenze tra i diversi periodi di campionamento.

Risultati

La comunità nanoplanctonica (Tab. 1), formata dall'insieme degli organismi autotrofi ed eterotrofi, raggiunge abbondanze variabili tra 0,44 e $10,72 \times 10^3$ cell ml^{-1}, con un valore medio pari a $3,70 \times 10^3$ cell ml^{-1}. La consistenza numerica degli organismi aumenta significativamente nel tempo (test di Kruskall Wallis: $P < 0.05$).

La componente autotrofa, costituita da Primnesioficee, Prasinoficee, Crisoficee, Criptoficee, Dinoficee e piccole diatomee pennate e centriche, rappresenta mediamente il 59% del nanoplancton. Le sue abbondanze risultano, infatti, comprese tra 0,15 e $7,56 \times 10^3$ cell ml^{-1} con un valore medio che si attesta su $2,20 \times 10^3$ cell ml^{-1} (Tab. 1). Nonostante i valori estremi siano stati rilevati rispettivamente al fondo (ottobre 1998) ed in superficie (aprile 1998) non sono stati osservati definiti gradienti lungo la colonna d'acqua. La distribuzione temporale, invece, evidenzia un ciclo stagionale con massimi primaverili e tardo-estivi e minimi autunnali (Fig. 1).

La frazione eterotrofa risulta costituita prevalentemente da organismi di piccole dimensioni (2-5 μm) come coanoflagellati ed altri flagellati non identificati mentre i più grandi dinoflagellati e ciliati risultano numericamente meno importanti. Le abbondanze variano tra 0,07 e $4,60 \times 10^3$ cell ml^{-1} (Tab. 1) con un valore medio pari a $1,54 \times 10^3$ cell ml^{-1}. La distribuzione spaziale evidenzia un generale gradiente crescente superficie-fondo mentre non è apprezzabile un ciclo stagionale. La componente eterotrofa aumenta nel corso del periodo di studio (Fig. 1) tanto che la sua percentuale sul nanoplancton totale passa dal 24.3% del 1995 al 51.9% del 1998. Il test di Kruskall Wallis applicato sull'insieme dei dati annuali evidenzia, infatti, una significativa ($P < 0.05$) differenza tra il popolamento del 1995 e quello degli anni successivi.

Tab.1 - Valori minimi, massimi e medi (± deviazione standard) delle abbondanze cellulari rilevate nei 4 anni di osservazione espressi come 10^3 cell ml^{-1}.

Minimum, maximum and mean value (± standard deviation) of nanoplanktonic densities during the observing period as 10^3 cell ml^{-1}.

	nano-autotrofo (10^3 cell/ml)				nano-eterotrofo (10^3 cell/ml)				nano-totale (10^3 cell/ml)			
	max	min	media	dev.st	max	min	media	dev.st	max	min	media	dev.st
1995	7,37	0,30	2,17	1,53	3,25	0,07	0,63	0,66	7,49	0,55	2,80	1,67
1996	4,98	0,60	1,96	0,87	3,01	0,57	1,25	0,58	5,98	1,24	3,21	1,21
1997	3,94	1,28	2,36	0,83	4,44	1,11	2,47	0,99	7,62	2,75	4,73	1,52
1998	7,56	0,15	2,28	1,75	4,60	0,29	2,08	1,14	10,72	0,44	4,36	2,72

Il rapporto tra gli organismi autotrofi e gli eterotrofi, che offre un'indicazione sulla composizione della comunità, varia tra 0.4 e 8.7 con un valore medio pari a 2.0 (Fig. 2). Nel periodo maggio 1995 - febbraio 1996 il rapporto è sempre superiore a 2. Successivamente si abbassa e, nei periodi freddi (dicembre 1996, ottobre 1997 - febbraio 1998, novembre e dicembre 1998), scende al di sotto di 1.

Discussione e conclusioni

I risultati del presente studio, che rappresentano la prima documentazione relativa all'intera frazione nanoplanctonica del Golfo di Trieste, mettono in evidenza come la comunità abbia subito, nel corso del periodo d'osservazione, una considerevole modificazione strutturale. Il progressivo incremento delle abbondanze corrisponde, infatti, ad una diminuzione del rapporto autotrofi/eterotrofi che, a partire dal dicembre 1996, diventa addirittura inferiore ad 1 nei periodi tardo autunnali-invernali indicando la pre-

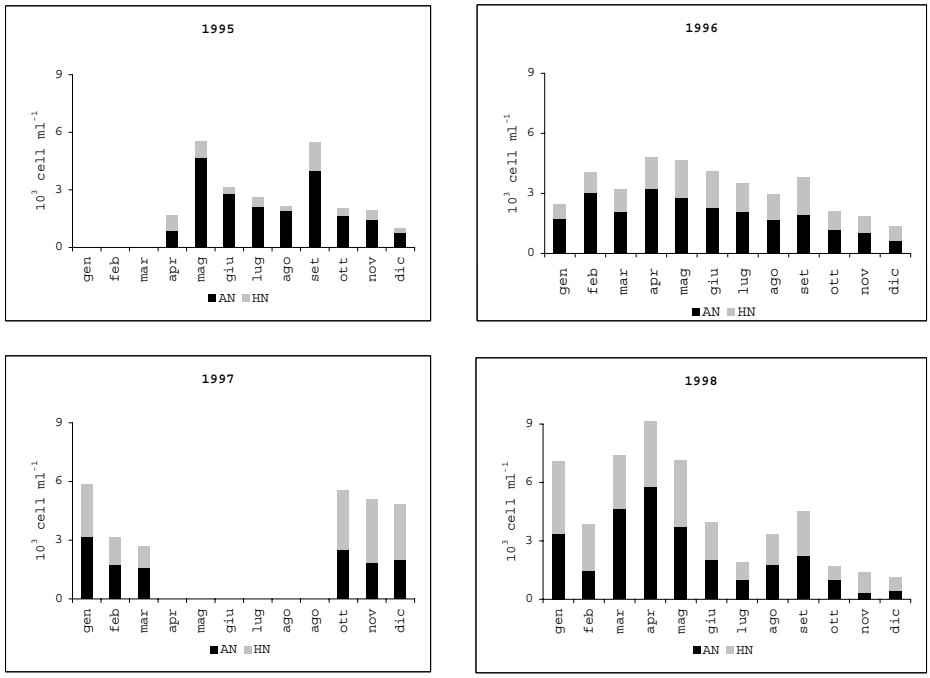


Fig. 1 - Distribuzione temporale della abbondanze nanoplanctoniche. Ogni dato rappresenta il valore integrato sulla colonna d'acqua.

Temporal distribution of nanoplanktonic densities. Each datum represents the integrated value along the water column.

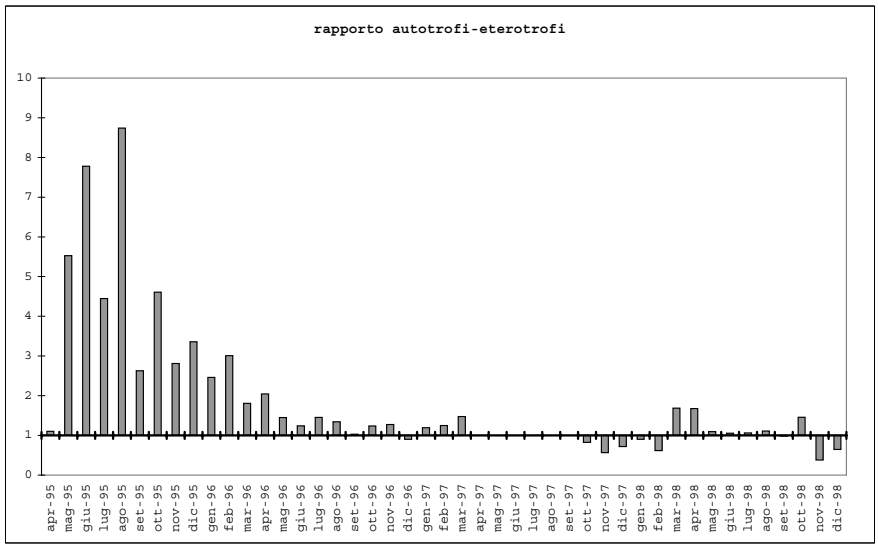


Fig. 2 - Andamento temporale del rapporto autotrofi/eterotrofi.

Temporal trend of autotrophic/heterotrophic ratio.

dominanza della componente eterotrofa. La frazione autotrofa rimane piuttosto costante con abbondanze analoghe a quanto osservato precedentemente nella stessa area (Fonda Umani *et al.*, 1999) mentre la componente eterotrofa aumenta significativamente superando i valori massimi già rilevati da Turk *et al.* (1992).

Bibliografia

FONDA UMANI S., CAUWET G., COK S., MARTECCHINI E., PREDONZANI S. (1999) – Short-term chemical and biological properties of the water column in the Gulf of Trieste: the example of late spring and late summer. In: Hopkins T.S., Artegiani A., Cauwet G., Degobbis D., Malej A. (eds), *The Adriatic Sea*. European Commission (Ecosystem Research Report) Brussels, **32**: 237-250.

GASOL J.M. (1994) - A framework for the assessment of top-down versus bottom-up control of heterotrophic nanoflagellate abundance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **113**: 291-300.

HAHN M.W., HÖFLE M.G. (2001) – Grazing of protozoa and its effect on populations of aquatic bacteria. *Microb. Ecol*., **35**: 113-121.

HAN M.S., FURUYA K. (2000) - Size and species-specific primary productivity and community structure of phytoplankton in Tokyo Bay. J. *Plankton. Res*., **22** (7): 1221-1235.

MARTINUSSEN I., THINGSTAD T.F. (1991) - A simple double staining tecnique for simultaneous quantification of auto- and heterotrophic nano- and picoplankton. *Mar. Microb. Food Webs*, **5**: 5-11.

SIEBURTH J. MCN., SMETACEK V., LENZ J. (1978) - Pelagic ecosystem structure: hetetrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnol. Oceanogr*., **23**: 1256-1263.

TURK V., FANUKO N., LARSON U., MALEJ A., HAGSTROM A. (1992) - *Times scale of microbial foodweb dynamics in the shallow Gulf of Trieste (North Adriatic)*. Ph. D. Thesis University of Umea, Sweden.

UTHERMÖL H. (1958) - Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton. *Methodik. Mitt. Int Verin. Theor. Angew. Limnol.*, **9**: 1-38.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 427-429

L. Milani, D. Borme, E. Vettach, S. Fonda Umani

Laboratorio di Biologia Marina, Via A. Piccard, 54 - 34010 Trieste, Italia.

VARIAZIONE TEMPORALE DI CILIATI TINTINNIDI IN ADRIATICO SETTENTRIONALE

SEASONAL VARIATION OF TINTINNID POPULATIONS IN THE NORTHERN ADRIATIC

Abstract

The tintinnid community evolution was investigated from June 1999 till December 2000 at two stations in the Northern Adriatic. Seasonal fluctuations of the most abundant genera are reported: Tintinnopsis *and* Stenosemella *prevailed from autumn to winter,* Eutintinnus *and* Salpingella *in summer-early autumn.*

Key-words: *ciliates, tintinnids, space-time distribution, Northern Adriatic.*

Introduzione

I ciliati planctonici appartenenti al subordine Tintinnina sono caratterizzati da una lorica, ialina o agglutinata, che permette una loro facile identificazione e li rende particolarmente adatti allo studio della struttura e composizione dei popolamenti microzooplanctonici (Thompson *et al*., 1999). Essi inoltre possono rappresentare un importante anello di congiunzione tra la frazione microbica ed i consumatori di maggiori dimensioni (Laval-Peuto *et al.*, 1986; Pierce e Turner, 1994). Scopo del presente lavoro è mostrare eventuali differenze spazio-temporali nei popolamenti di tintinnidi in due stazioni nell'Adriatico settentrionale.

Materiali e metodi

I campionamenti sono stati effettuati nell'ambito di due ricerche interdisciplinari condotte nel Golfo di Trieste e nell'Adriatico settentrionale. Campioni d'acqua sono stati prelevati con frequenza mensile, dal giugno 1999 al dicembre 2000, a tre o quattro profondità in 2 stazioni: una nel Golfo di Trieste (A: 13°35,77'E; 45°39,83'N), l'altra al largo di Cesenatico (B: 12°55,98'E; 44°23,88'N).

I campioni, di 2 l d'acqua, raccolti con bottiglia Niskin, sono stati immediatamente fissati con formaldeide neutralizzata (concentrazione finale del 2%). Subcampioni significativi (0.5 l) sono stati analizzati secondo il metodo Utermöhl (1958) (Fonda Umani e Milani, 1990). Sono stati identificati e contati tutti gli organismi microzooplanctonici, ma vengono di seguito presentati solo i dati relativi ai tintinnidi, e, più precisamente, le loro concentrazioni medie sulla colonna d'acqua. È stata eseguita la classificazione dei rilievi sulla matrice dei dati trasformati (radice quarta dei dati medi) usando il coefficiente di Bray-Curtis (1957) e l'algoritmo del legame medio.

Risultati

I tintinnidi, nel periodo considerato, rappresentano il 15% del popolamento microzooplanctonico nella stazione A ed il 12% nella stazione B, con percentuali simili a quelle osservate per altre aree (Dolan e Marrasé, 1995; Caron e Dennett, 1999). Sono

state complessivamente rinvenute 49 specie, 26 nella stazione A e 42 nella stazione B. Nella stazione meridionale (B) il popolamento è più ricco in specie, molte delle quali, tuttavia, compaiono raramente, mentre nella stazione settentrionale (A) l'abbondanza è maggiore (mediamente 83.06 ind l^{-1} contro i 37.16 ind l^{-1} della stazione B).

La cluster analysis distingue chiaramente 2 gruppi: uno che comprende quasi tutti i prelievi effettuati nei mesi "freddi" (novembre-marzo), l'altro che comprende la quasi totalità dei rilievi dei mesi "caldi" (giugno-settembre). Il mese di ottobre rientra nel primo gruppo per la stazione A (settentrionale), nel secondo gruppo per la stazione B.

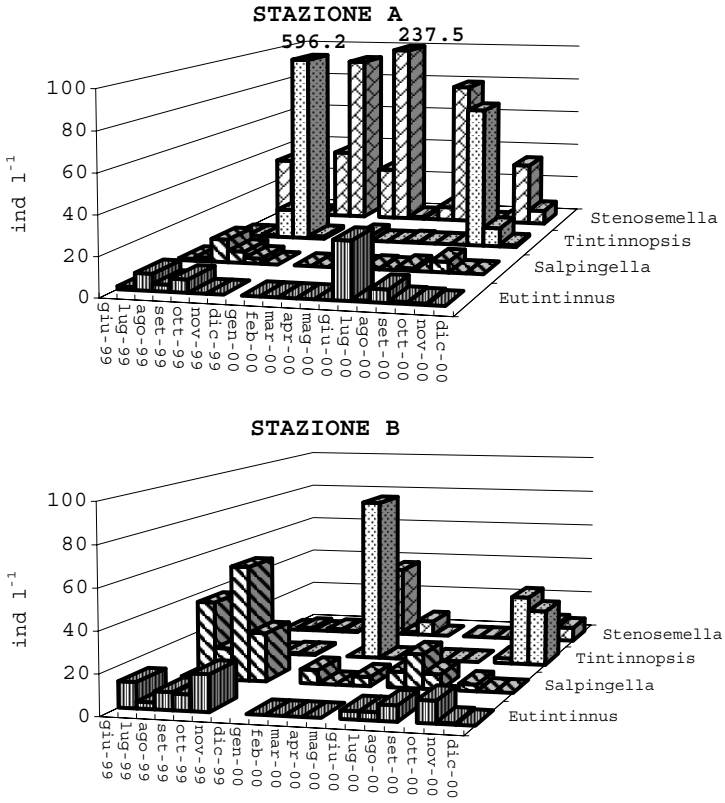


Fig. 1 - Numero medio degli individui per litro dei generi più abbondanti del popolamento di tintinnidi nelle due stazioni.

Mean of individuals per liter of the most abundant genera of the tintinnid population in the two stations.

Le specie più abbondanti sono risultate quelle appartenenti ai generi: *Eutintinnus*, *Salpingella*, *Stenosemella*, *Tintinnopsis*, dei quali sono state analizzate le variazioni stagionali (Fig. 1). Il genere *Eutintinnus* compare in entrambe le stazioni nei mesi estivi ed autunnali, con *Eutintinnus tubulosus* come specie dominante sulle abbondanze totali del genere (58% nella stazione A e 43% nella stazione B). Il genere *Salpingella*

caratterizza i mesi tardo-estivi nella stazione A, e quelli estivo-autunnali nella stazione B, dove risulta molto più frequente. La specie più ricorrente è, in entrambe le stazioni, *Salpingella decurtata* (50% nella stazione A e 62% nella stazione B). Il genere *Stenosemella* compare in entrambe le stazioni nei mesi freddi. Nella stazione A si rileva, tuttavia, anche in estate, ma alle quote più profonde. La specie più abbondante è *Stenosemella nivalis* (69% nella stazione A e 79% nella stazione B).

Il genere *Tintinnopsis* si presenta nella stazione A nei mesi autunnali, mentre nella stazione B compare nei mesi più freddi. Il genere presenta andamenti stagionali disomogenei, perché costituito da numerose specie le cui esigenze biologiche sono probabilmente differenti (*Tintinnopsis minuta*, 83% alla stazione A e *Tintinnopsis* spp., 56% alla stazione B).

Discussione e conclusioni

Il popolamento a tintinnidi si differenzia nelle due stazioni campionate soprattutto in termini di abbondanze, maggiori nella stazione A, ma anche per il numero di specie, più elevato nella stazione B. Nella stazione settentrionale sono più abbondanti i generi a comparsa autunnale ed invernale (*Tintinnopsis* e *Stenosemella*), mentre nella stazione meridionale sono più frequenti quelli che compaiono in estate ed inizio autunno (*Eutintinnus* e *Salpingella*) (Lipej, 1992).

Il Golfo di Trieste è caratterizzato da ampie variazioni di temperatura e salinità (Cardin e Celio, 1997) nonché da basse profondità (21 metri alla stazione A). In tale situazione la colonna d'acqua risente rapidamente dei cambiamenti meteorologici presentando una più accentuata stagionalità, che si può riscontrare appunto nella distribuzione più marcata delle specie sia di acque fredde che di acque calde. La stazione B, al largo di Cesenatico, non sembra risentire in maniera così evidente dei cambiamenti stagionali.

Bibliografia

BRAY J.R., CURTIS J.T. (1957) – An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecol. Monogr*., **27**: 325-349.

CARDIN V., CELIO M. (1997) – Cluster analysis as a statistical method for identification of the water bodies present in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea). *Bool. Geof. Teor. Appl*., **38** (1-2): 119-135.

CARON D.A., DENNETT M.R. (1999) – Phytoplankton growth and mortality during the 1995 Northeast Monsoon and Spring Intermonsoon in the Arabian Sea. *Deep-Sea Res*. II, **46**: 1665-1690.

DOLAN J.R., MARRASE' C. (1995) – Planktonic ciliate distribution relative to a deep chlorophyll maximum: Catalan Sea, N.W. Mediterranean, June 1993. *Deep-Sea Res*. I, **42** (11-12): 1965-1987.

FONDA UMANI S., MILANI L. (1990) - Microzooplancton. *Nova Thalassia*, **11**: 251-263.

LAVAL-PEUTO M., HEINBOKEL J.F., ANDERSON O.R., RASSOULZADEGAN F., SHERR B.F. (1986) – Role of micro- and nanozooplancton in marine food webs. *Insect. Sci. Applic*., **7**: 387-395.

LIPEJ L. (1992) – *The tintinnid fauna (tintinnina, Choreotrichida, ciliophora) in the Slovenian coastal waters.* Razprave IV. Razreda SAZU, **33**.

PIERCE R.W., TURNER J.T. (1994) – Plankton studies in Buzzards Bay, Massachusetts, USA. IV: Tintinnids, 1987 to 1988. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **112**: 235-240.

THOMPSON G.A., ALDER V.A., BOLTOVSKOY D., BRANDINI F. (1999) – Abundance and biogeography of tintinnids (Ciliophora) and associated microzooplankton in the Southwestern Atlantic Ocean. *J. Plankton Res.,* **21** (7): 1265-1298.

UTERMÖHL H. (1958) – Zur Vervollkommung der Quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Verein theor. angew. Limnol*., **9**: 1-38.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 430-432

R. Pistocchi, F. Guerrini, L. Boni, A. Milandri*, A. Ceredi*, R. Poletti*, M. Pompei*

Università di Bologna, Via Tombesi dall'Ova, 55 - 48100 Ravenna, Italia.
* CRM, Cesenatico, Italia.

PRODUZIONE DI YESSOTOSSINE DA PARTE DI UN CEPPO DI *PROTOCERATIUM RETICULATUM* ISOLATO NELL'ADRIATICO NORD-OCCIDENTALE

YESSOTOXIN PRODUCTION BY A PROTOCERATIUM RETICULATUM *STRAIN FROM THE NORTH-WESTERN ADRIATIC SEA*

Abstract

Protoceratium reticulatum *(Dinophyta), responsible for yessotoxin (YTX) production in Italy, was cultured under different N/P ratios or salinity values. It was observed that while algal growth was mainly affected by the nutrient regime, YTX content varied mainly by varying salinity levels.*

Key-words: *Adriatic Sea, DSP,* Protoceratium reticulatum*, yessotoxins.*

Introduzione

Nel mare Adriatico le specie fitoplanctoniche tossiche sono state rappresentate, a partire dal 1989, soprattutto dal genere *Dinophysis*, produttore di acido okadaico e responsabile della sindrome diarroica (DSP) (Boni *et al*., 1992). Nel 1995, tramite il test biologico sul topo, fu messa in evidenza la presenza di molluschi con livelli di tossicità più elevata rispetto a quelli attribuibili all'acido okadaico e che causavano nei topi dei sintomi neurotossici. L'analisi chimica dei molluschi mise in evidenza la presenza, oltre che di acido okadaico, anche di elevate quantità di yessotossina (YTX) (Ciminiello *et al*., 1997). Questa tossina era già stata identificata come responsabile della tossicità in molluschi di vari paesi e veniva riportata per la prima volta nelle acque del Mediterraneo. La YTX fa parte del gruppo delle tossine DSP anche se non possiede effetti diarroici e l'alga responsabile della sua produzione in Nuova Zelanda è stata identificata nella dinoflagellata *Protoceratium reticulatum* (Satake *et al*., 1997). Nel 1997 nei molluschi dell'Adriatico si ripeterono fenomeni di tossicità anomala e le osservazioni fatte sui campioni di fitoplancton hanno messo in evidenza la presenza di *P. reticulatum*; l'alga è stata isolata e coltivata e le analisi hanno rilevato un elevato contenuto di YTX (Boni *et al.*, 2001). Il presente studio riporta le caratteristiche di crescita di quest'alga e gli effetti di alcune condizioni ambientali sulla produzione della tossina.

Materiali e metodi

P. reticulatum è stato isolato dalle acque costiere dell'Emilia-Romagna, Italia. Le colture sono state mantenute in terreno f/10 (f/2 diluito 5 volte) sterile, ad una salinità del 30‰, a 20°C e con un ciclo luce:buio di 16:8 ore. Gli esperimenti in limitazione di nutrienti sono stati eseguiti con il *medium* precedente modificato in modo da ottenere 3 diversi rapporti N/P nel seguente modo:

N/10-P/10; N=176.6 mM, P=7.3 mM; N/P=24 (Controllo)
N/10-P/48; N=176.6 mM, P=1.5 mM; N/P=118 (P-limitazione)
N/100-P/10; N=17.7 mM, P=7.3 mM; N/P=2.4 (N-limitazione).

Gli esperimenti a varie salinità sono stati eseguiti portando l'acqua oligotrofica usata per il terreno f/10 a valori di 20, 25, 30 e 35‰.

Le tossine sono state analizzate con HPLC (high pressure liquid chromatography) secondo il metodo di Yasumoto e Takizawa (1997).

Risultati e conclusioni

La carenza di nutrienti determina alcune modificazioni nella crescita dell'alga, rispetto alla condizione di controllo, in quanto la fase stazionaria comincia più precocemente e il numero finale di cellule risulta inferiore: 3990 e 3250 cellule/ml rispettivamente nella carenza di N e P, rispetto a 13100 cellule/ml nel controllo. Inoltre le cellule in carenza di P possiedono un biovolume di 13.290 μm^3, maggiore del 40% rispetto a quello delle alghe cresciute nelle altre condizioni. La variazione di salinità invece non determina alcun cambiamento né nel numero né nelle dimensioni delle cellule (dati non mostrati). Per quanto riguarda la produzione di YTX, era già stato osservato un elevato contenuto di tossina per cellula ed un aumento della produzione nel progredire della crescita (Boni *et al*., 2001), mentre il contenuto di tossine nelle condizioni sperimentali adottate nel presente studio è riportato nella Tab. 1. La carenza di P determina un aumento di YTX per cellula ma, esprimendo i dati per biovolume, le differenze osservate nelle carenze non sono significativamente diverse rispetto al controllo. Variando la salinità si osserva che, in corrispondenza del valore più basso adottato, il contenuto di tossina è circa la metà di quello ottenuto con valori di salinità normalmente presenti in mare. Questi risultati mostrano che le variazioni nutrizionali non influenzano particolarmente la quantità di YTX prodotta, a differenza di quanto osservato per le tossine PSP (Anderson *et al.,* 1990), mentre risultano più importanti i valori di salinità a cui le alghe crescono. Queste indicazioni possono risultare utili sia per definire la collocazione degli allevamenti di mitili sia per individuare meglio i periodi con maggiore rischio di tossicità.

Tab. 1 - Contenuto di YTX in *P. reticulatum* coltivato con diversi rapporti N/P e diversi valori di salinità (per cellula e per biovolume).
YTX content in P. reticulatum *cultured under varying N/P ratios and salinity values, expressed per cell or per biovolume.*

Medium	**YTX (pg/cell)**	**YTX (fg/μm^3)**		**Salinità**	**YTX (pg/cell)**	**YTX (fg/μm^3)**
N/10-P/10	9.2±1.6	1.11±0.20		**20‰**	5.0±0.4	0.59±0.05
N/10-P/48	13.5±2.3	1.02±0.17		**25‰**	9.5±2.1	1.09±0.24
N/100-P/10	11.3±1.1	1.42±0.14		**30‰**	9.6±0.3	1.17±0.03
				35‰	10.6±1.8	1.31±0.22

Bibliografia

ANDERSON D.M., KULIS D.M., SULLIVAN J.J., HALL S., LEE C. (1990) – Dynamics and physiology of saxitoxin production by the dinoflagellates *Alexandrium* spp. *Mar. Biol.,* **104**: 511-524.

BONI L., MANCINI A., MILANDRI A., POLETTI R., POMPEI M., VIVIANI R. (1992) – First cases of DSP in the Northern Adriatic Sea. *Science of the Total Environ,* (Suppl.), **92**: 419-426.

BONI L., CEREDI A., GUERRINI F., MILANDRI A., PISTOCCHI R., POLETTI R., POMPEI M. (2001) – Toxic *Protoceratium reticulatum* (Peridiniales, Dinophyta) in the North-Western Adriatic Sea (Italy). In: Hallegraeff G.M., Blackburn S.I., Bolch C.J., Lewis R.J. (eds), *Harmful Algae. Intergov. Oceanogr. Comm*., Paris: 137-140.

CIMINIELLO P., FATTORUSSO E., FORINO M., MAGNO S., POLETTI R., SATAKE M., VIVIANI R., YASUMOTO T. (1997) - Yessotoxin in mussels of the Northern Adriatic Sea. *Toxicon,* **35**: 177-183.

SATAKE M., MACKENZIE L., YASUMOTO T. (1997) – Identification of *P. reticulatum* as the biogenetic origin origin of yessotoxin. *Natural Toxins,* **5**: 164-167.

YASUMOTO T., TAKIZAWA A. (1997) – Fluorometric measurement of yessotoxins in shellfish by high pressure liquid chromatography. *Biosci. Biochem. Biotech.,* **61**: 1775-1777.

La ricerca è stata condotta con fondi 60% del Ministero per l'Università e la Ricerca Scientifica e Tecnologica (MURST).

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 433-436

T. La Rosa, K. Costa, G. Sara'

Dipartimento di Biologia Animale, Via Archirafi, 18 - 90123 Palermo, Italia.

ECOLOGIA DEL BATTERIOPLANCTON NELLO STAGNONE DI MARSALA (SICILIA OCCIDENTALE)

ECOLOGY OF BACTERIOPLANKTON IN THE STAGNONE OF MARSALA (WESTERN SICILY)

Abstract

Bacterioplankton densities and biomasses were studied in relation to the seasonal phytoplankton biomass as well as to the different habitats characterized by the presence or absence of sea grass (Posidonia *and* Cymodocea).

Key-words: *bacterioplankton abundance, biomass, Stagnone of Marsala.*

Introduzione

Numerosi autori hanno dimostrato una significativa correlazione tra le variabili batteriche e quelle fitoplanctoniche sia in ambienti lagunari che in aree marine costiere (Cole *et al*., 1988). Gli ambienti di bassofondo, caratterizzati da intense condizioni di rimescolamento "wind-driven", hanno messo in evidenza come la sola produzione primaria autoctona non possa supportare la produzione batterica, suggerendo che anche la disponibilità di fitodetrito e la presenza–assenza di fanerogame marine (*Posidonia* e *Cymodocea*) possono costituire una significativa sorgente di energia per il batterioplancton.

Scopo di questo lavoro è valutare se le fluttuazioni spaziali e temporali dell'abbondanza, biomassa e della taglia batterica variano in relazione alle differenti condizioni di produzione primaria primaverile ed estiva, nonché in funzione dei differenti habitat caratterizzati da presenza assenza di aree a copertura fanerogamica.

Materiali e metodi

Per testare l'ipotesi che alcune caratteristiche della comunità batterica variavano in funzione del periodo di produttività fitoplanctonica (estrapolata dalla concentrazione di clorofilla-*a*, Painchaud e Therriault, 1989) e della densità delle fanerogame marine, è stato messo a punto un disegno sperimentale i cui risultati sono stati analizzati con una ANOVA a due vie (disegno misto, Underwood, 1997). All'interno dello Stagnone di Marsala, campioni d'acqua sono stati prelevati in due siti durante la stagione primaverile (marzo e aprile 1996) ed estiva (luglio e agosto 1996). Due fattori sono stati trattati come fissi ed ortogonali: periodo (produzione primaverile e stasi estiva = 2 livelli; Pe) e habitat (alta [high FAN] e bassa [low FAN] densità di fanerogame = 2 livelli; Ha). I tempi sono stati trattati con fattore *random* e *nested* in Pe e Ha (2 livelli = tempo), e sono state effettuate 4 repliche. In tutte le analisi l'eterogeneità della varianza è stata testata usando il Cochran's test prima delle analisi, le medie sono state confrontate con test di Student-Newman-Keuls.

La densità del batterioplancton è stata valutata attraverso conteggi diretti in microscopia ad epifluorescenza (LEYCA DMRB) dopo colorazione con DAPI (Maugeri

et al., 1990). La biomassa batterica è stata stimata suddividendo le cellule in classi dimensionali: small (<0.065 μm^3), medium (0.065-0.320 μm^3) e large bacteria (0.320-0.574 μm^3) in accordo con Palumbo *et al.* (1984). La biomassa batterica è stata quindi convertita in carbonio organico assumendo un contenuto di 310 fg di carbonio μm^3 (Fry, 1990).

Risultati

Le statistiche delle variabili batteriche sono riportate in tabella 1 ed i risultati dell'ANOVA nelle tabelle 2 e 3. L'ANOVA mostra come il fattore produzione (Pe) influenzi in modo significativo ($p<0.05$) quasi tutte le variabili (Tab. 2 e 3, SNK test) nonostante nel periodo di stasi estiva sia le abbondanze batteriche (TBN: 5.38×10^8 cell l^{-1} e 1.09×10^9 cell l^{-1}, low FAN e high FAN, rispettivamente) che le biomasse (BBM: 36.83 µgC l^{-1} e 91.69 µgC l^{-1}, low FAN e high FAN, rispettivamente) siano superiori rispetto al periodo di massima produzione primaverile (TBN: 2.92×10^8 cell l^{-1} e 6.68×10^8 cell l^{-1}, low FAN e high FAN, rispettivamente; BBM: 20.24 µgC l^{-1} e 60.82 µgC l^{-1}, low FAN e high FAN, rispettivamente). Tale effetto è particolarmente evidente per le variabili TBN Small Bacteria, TBN Total Bacteria e BBM Small bacteria (Tab. 2 e 3). Inoltre i batteri sono significativamente (Tab. 2, SNK test) più abbondanti (1.09×10^9 cell l^{-1}) dove la densità di fanerogame è maggiore. Se in termini numerici la

Tab. 1 - Statistiche delle variabili batteriche misurate nello Stagnone di Marsala.
Statistics of the measured bacterial variables in the Stagnone of Marsala.

		Densità batterica (n x 10^8 l^{-1})								**Biomassa batterica (µgC l^{-1})**								**Taglia (fgC l^{-1})**	
		Small		**Medium**		**Large**		**Total**		**Small**		**Medium**		**Large**		**Total**			
Periodo	Habitat	med.	± e.s.	med.	± e.s.	med.	± e.s.	med.	± e.s.	med.	± e.s.	med.	± e.s.	med.	± e.s.	med.	± e.s.	med.	± e.s.
Prod. Prim.	low FAN	1.23	0.64	1.56	0.87	0.13	0.15	2.92	1.53	2.48	1.29	15.47	8.62	2.29	2.69	20.24	11.59	68.36	6.54
Stasi estiva	low FAN	2.31	0.38	2.84	0.79	0.22	0.20	5.38	1.04	4.66	0.77	28.20	7.86	3.97	3.52	36.83	11.23	67.37	9.07
Prod. Prim.	high FAN	1.41	0.70	4.55	3.13	0.72	0.75	6.68	4.37	2.85	1.41	45.11	31.02	12.87	13.35	60.82	44.51	89.48	8.02
Stasi estiva	high FAN	3.16	1.30	6.72	1.71	1.05	0.46	10.93	2.65	6.37	2.61	66.70	16.96	18.63	8.10	91.69	15.98	85.33	9.15

Tab. 2 - Risultati dell'ANOVA delle variabili di abbondanze batteriche (TBN, total bacterial number). [ns = differenza non significativa (P>0.05); * P<0.05; **P<0.01; *** P<0.001; (§) dati log-trasformati].
*Results of the ANOVA test on variables of bacterial abundance (TBN, total bacterial number). [ns = not significant difference (P>0.05); * P<0.05; **P<0.01; *** P<0.001; (§) data log-transformed].*

	TBN Small Bacteria				**TBN Medium Bacteria**			**TBN Large Bacteria**			**TBN Total Bacteria**		
	df	MS	F	P	MS	F	P	MS	F	P	MS	F	P
Periodo (Pe)	1	5.15	51.50	**	3.37	10.52	*	1.09	0.02	ns	3.84	29.69	**
Habitat (Ha)	1	0.24	2.39	ns	7.06	22.02	**	168.33	3.50	ns	4.31	33.27	***
Tempo (Pe X Ha)	4	0.10	0.41	ns	0.32	1.30	ns	48.03	2.37	ns	0.13	0.56	ns
Pe X Ha	1	0.04	0.37	ns	0.04	0.13	ns	7.54	0.16	ns	0.01	0.06	ns
Residui	24	0.24			0.25			20.24			0.23		
Cochran's C				ns (§)			ns (§)			ns (§)			ns (§)

df, gradi di libertà; MS, quadrati medi; F, F ratio; P, probabilità

classe Large Bacteria non mostra differenze significative tra le due densità, in termini di biomassa invece tale effetto è rilevabile ($p<0.05$). Significativo ($p<0.05$) è anche l'incremento della taglia delle cellule nell'habitat ad alta densità fanerogamica.

Tab. 3 - Risultati dell'ANOVA delle variabili di biomassa (BBM) e di taglia cellulare batterica. [ns = differenza non significativa (P>0.05); * P<0.05; **P<0.01; *** P<0.001; (§) dati log-trasformati].

*Results of the ANOVA test on variables of bacterial biomass (BBM) and bacterial size cell. [ns = not significant difference (P>0.05); * P<0.05; **P<0.01; *** P<0.001; (§) data log-transformed].*

	BBM Small Bacteria				**BBM Medium Bacteria**			**BBM Large Bacteria**			**BBM Total Bacteria**			**Taglia cellulare**		
	df	MS	F	P	MS	F	P	MS	F	P	MS	F	P	MS	F	P
Periodo (Pe)	1	5.16	51.65	**	3.37	10.52	*	1.54	1.17	ns	3.48	12.15	*	0.01	0.20	ns
Habitat (Ha)	1	0.24	2.36	ns	7.06	22.02	**	17.27	13.12	*	7.81	27.28	**	0.52	11.31	*
Tempo (Pe X Ha)	4	0.10	0.41	ns	0.32	1.30	ns	1.32	3.31	*	0.29	1.26	ns	0.05	7.55	***
Pe X Ha	1	0.04	0.37	ns	0.04	0.13	ns	0.08	0.06	ns	0.02	0.06	ns	0.00	0.04	ns
Residui	24	0.24			0.25			0.40			0.23			0.01		
Cochran's C				ns (§)			ns (§)			ns (§)			ns (§)			ns (§)

df, gradi di libertà; MS, quadrati medi; F, F ratio; P, probabilità

Discussione e conclusioni

Il sistema studiato evidenzia come nei periodi di stasi estiva la densità e la biomassa batterica siano sempre due volte superiori rispetto al periodo di produzione fitoplanctonica. La produzione fitoplanctonica, pertanto, non risulta il fattore più importante nel controllo della densità e della biomassa batterica che sembrano maggiormente regolate dalla presenza di elevate densità fanerogamiche. Il sistema studiato, durante il periodo di stasi estiva nei due differenti habitat, appare dominato dai batteri di taglia Small (viz. *free-living fraction*) e ciò suggerisce che, in presenza di basse concentrazioni di sostanza disciolta (Sarà *et al.*, 1999) e in situazioni di elevata competizione per il substrato (DOM), le cellule di piccole dimensioni sarebbero avvantaggiate rispetto a quelle di maggiori dimensioni favorite dalle loro ridotte esigenze metaboliche (Fenchel, 1988). Al contrario, i batteri di medie e grandi dimensioni (viz. *attached fraction*) dominano, sia in termini di biomassa che di abbondanza, negli *habitat* ad alta densità di fanerogame e ciò può essere spiegato da una maggiore concentrazione di *wrack particle* fanerogamiche, substrato preferenziale per il metabolismo batterico.

Bibliografia

COLE J., FINDLAY S., PACE M.L. (1988) - Bacterial production in fresh and saltwater: a cross-system overview. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **43**: 1-10**.**

FENCHEL T. (1988) - Marine plankton food chains. *Ann. Rev. Ecol. Syst*., **19**: 19-38.

FRY J.C. (1990) - Direct methods and biomass estimation. *Methods in Microbiology*, **22**: 41-85.

MAUGERI T.L., ACOSTA POMAR M.L.C., BRUNI V. (1990) - Picoplancton. *Metodi nell'ecologia del plancton marino. Nova Thalassia*, **11**: 199-205.

PAINCHAUD J., THERRIAULT J.C. (1989) - Relationships between bacteria, phytoplankton and particulate organic carbon in the Upper St. Lawrence Estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **56**: 301-311.

PALUMBO R., FERGUSON C., RUBLEE P.A. (1984) - Size of suspended bacterial cells and association of heterotrophic activity with size fractions of particles in estuarine and coastal waters. *Appl. Environ. Microbial,* **48** (1): 157-164.

SARA' G., LEONARDI M., MAZZOLA A. (1999) - Spatial and temporal changes of suspended matter in relation to wind and vegetation cover in a Mediterranean shallow coastal environment. *Chem. Ecol.,* **16**: 151-173.

UNDERWOOD A.J. (1997) - *Experiments in ecology: Their logic and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, Cambridge: 495 pp.

Ricerca finanziata da MIPAF, Legge 41/82.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 437-440

G. Caruso, M. Leonardi, F. Azzaro, R. Zaccone, M. Mancuso

Istituto Sperimentale Talassografico CNR, Spianata S. Raineri, 86 – 98122 Messina, Italia.

DISTRIBUZIONE MICROBICA ED ATTIVITÀ ESOENZIMATICA IN UN'AREA DEL MAR IONIO PROSPICIENTE CAPO PASSERO

BACTERIAL DISTRIBUTION AND ECTOENZYMATIC ACTIVITY IN A IONIAN AREA OFF CAPE PASSERO

Abstract

Heterotrophic bacterial densities, leucine aminopeptidase, β-glucosidase, and phosphatase activities were estimated in a deep Ionian area, in order to study microbial decomposition of the particulate organic matter. Both bacterial activities and densities increased at variable depths, probably in relation to different water masses.

Key-words**:** *bacteria, distribution, extracellular enzymes, Ionian Sea.*

Introduzione

Le trasformazioni biologiche della materia organica in mare sono operate, in larga misura, dall'attività batterica. Il particellato organico rappresenta una importante risorsa di carbonio, che viene resa disponibile ai consumatori attraverso i processi di decomposizione batterica che intervengono durante la sedimentazione. Pertanto lo studio dei processi microbici coinvolti nella trasformazione della materia organica riveste un significato particolare negli ambienti marini profondi nei quali la sopravvivenza delle comunità biologiche dipende dalla pioggia di detrito verso il fondo. Nell'ambito di uno studio di fattibilità condotto in un sito del Mar Ionio, prospiciente Capo Passero (SR), in relazione al posizionamento di un osservatorio astrofisico sottomarino, è stata studiata la distribuzione di alcune attività enzimatiche extracellulari e dei batteri eterotrofi vitali per contribuire alla comprensione del ruolo della componente batterica nei cicli della materia organica.

Materiali e metodi

Durante una campagna oceanografica condotta nel dicembre del 1999, sono stati prelevati 73 campioni d'acqua in 6 stazioni (M0, M2, N3, L1, KM3, KM4) posizionate lungo un transetto costa-largo prospiciente Capo Passero (Fig. 1). Poiché la batimetria raggiunge i 3500 m di profondità, i campionamenti sono stati effettuati a quote fisse (5, 25, 50, 75, 100, 200 m) e variabili (da 400 a 3500 m). Il contenuto in carbonio ed azoto organico particellato (POC e PON) è stato determinato utilizzando un analizzatore elementare CHN (Perkin Elmer), secondo la metodica di Iseki *et al*. (1987).

L'attività degli enzimi leucin aminopeptidasi (LAP), ß-glucosidasi (GLU) e fosfatasi alcalina (FOSF) è stata stimata mediante incubazione di subcampioni con concentrazioni crescenti (fra 400 nM e 20 µM/l) di substrati fluorogenici specifici, L-leucine-7-amido methylcoumarin, 4-methylumbelliferyl (MUF)-ß-D-glucopyranoside e 4-MUF phosphate (Sigma), rispettivamente per LAP, GLU e FOSF (Hoppe, 1993). La quantità in micromoli di substrato idrolizzato è stata convertita in microgrammi di C e P assumendo che dall'idrolisi di 1 µmole di substrato vengano rilasciati rispettivamente

72 µgC per LAP e GLU e 31 µgP per FOSF. I batteri eterotrofi totali sono stati contati su piastre di Marine agar dopo incubazione per 7 gg a 20°C.

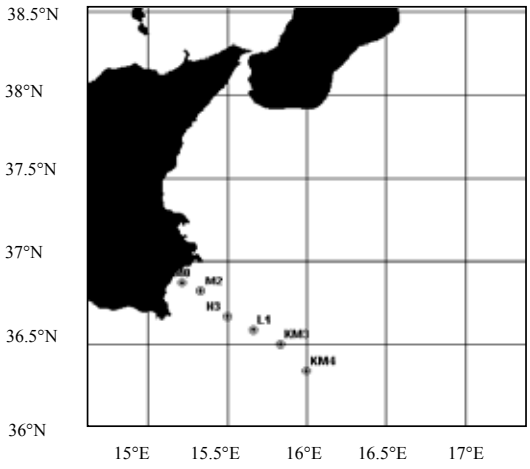


Fig. 1 - Ubicazione delle stazioni di prelievo. *Location of the sampling sites.*

Risultati

Le concentrazioni di POC oscillano fra un massimo pari a 113.63 µgC/l, riscontrato a quota 5 m nella stazione M2, ed un minimo pari a 15.15 µgC/l nella stazione N3 a 1000 m. Il PON varia tra 15.33 µgN/l, riscontrati sempre nella stazione M2 a 5 m e 1.13 µgN/l rilevati nella stessa stazione a 400 m.

I modesti valori di POC e PON sono indicativi della generale oligotrofia dell'area. L'andamento lungo la colonna d'acqua dei valori di POC e PON appare abbastanza sovrapponibile nel transetto esaminato, con una maggiore incidenza in materiale organico a livello dello strato fotico nelle stazioni comprese fra la M0 e L1; negli strati sottostanti il contenuto organico risulta in genere inferiore. Picchi isolati sono peraltro evidenziati anche a quote profonde (1500 m staz. M2, 1000 e 2500 m staz. KM4).

L'attività leucin aminopeptidasica (Fig. 2a), compresa fra 0.0014±0.0003 (KM3, 1000 m) e 4.28±0.71 µgC/l/h (KM4, 3000 m), ha un andamento decrescente con la profondità e appare distribuita prevalentemente nelle stazioni costiere (M0-N3) tra la superficie ed i 50 m di profondità. Valori elevati sono, peraltro, stati riscontrati in superficie e a quote profonde anche nelle stazioni al largo KM3 (700 m) e KM4 (1000 e 3000 m). In particolare a livello delle stazioni M0 e N3 si registrano coefficienti di correlazione significativi fra LAP e PON ($r=0.94$, $n=6$, $P<0.05$; 0.71, $n=13$, $P<0.01$), fra LAP e NO3 ($r=-0.81$, $n=6$, $P<0.05$; –0.77, $n=13$, $P<0.01$) e fra LAP e S ($r=-0.91$, $n=6$, $P<0.05$; –0.85, $n=13$, $P<0.01$), indice di un'influenza degli apporti terrigeni sull'attività aminopeptidasica.

L'attività glucosidasica (Fig. 2b) risulta compresa fra 0.0023±0.0001 (staz. KM3, 100 m) e 4.11±0.57 µgC/l/h (staz. M0, 75 m) e si concentra prevalentemente nello strato fotico delle stazioni M0 e KM4. Circoscritti nuclei di attività si evidenziano anche alle quote profonde (700-1000 m della staz. M2, 2000 m della staz. N3, 1000 m della staz. KM3) e testimoniano la presenza di una comunità microbica dotata di elevata

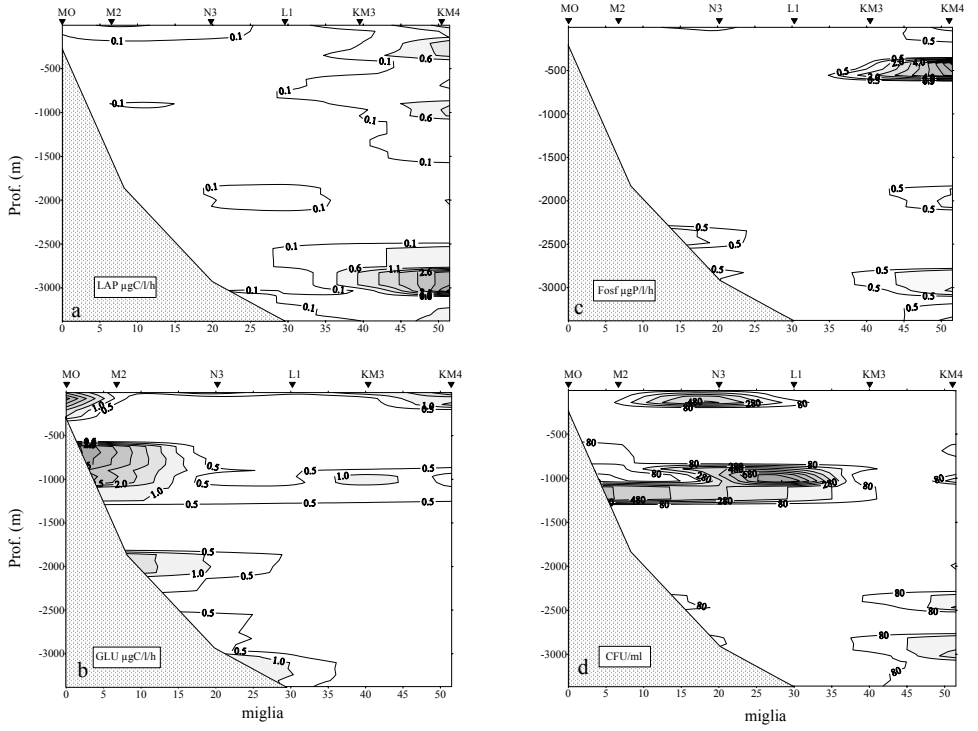
potenzialità degradativa verso i polisaccaridi più refrattari come cellulosa e mucopolisaccaridi.

I valori di fosfatasi alcalina (Fig. 2c) variano fra 0.0013±0.0012 (staz. N3, 1000 m) e 9.29±2.31 µgP/l/h (staz. KM4, 400 m). L'attività segue un gradiente superficie-fondo con prevalente localizzazione nelle stazioni N3 e KM4 a quote superficiali o subsuperficiali. Consistenti picchi di attività si registrano, negli stessi siti, nelle quote prossime al fondo (2500 e 3000 m rispettivamente), nonché a quote intermedie (400 m, KM4). Significativi coefficienti di correlazione negativa fra l'attività fosfatasica e la concentrazione di ioni ortofosfato (PO_4), riscontrati in tre delle 6 stazioni di campionamento (M2, KM3 e KM4) ($r=-0.72$, $n=12$, -0.53, $n=14$, -0.64, $n=14$, $P<0.05$ rispettivamente), suggeriscono come i batteri eterotrofi siano in grado di modulare la sintesi di tale enzima in carenza di fosforo.

La densità in batteri eterotrofi (Fig. 2d), come è tipico di aree oligotrofiche e del periodo invernale esaminato, risulta generalmente contenuta presentando valori al di sotto di 10^3CFU/ml(valore massimo 925 CFU/ml nella staz. N3, 100 m). Non si rileva un andamento definito nella distribuzione batterica né lungo la colonna né lungo il transetto costa-largo. A livello della stazione KM4, intorno ai 3000 m, si osserva una netta corrispondenza fra le densità cellulari e gli elevati valori di attività aminopep-

Fig. 2 - Distribuzione lungo la colonna d'acqua di: a) leucin aminopeptidasi (LAP), b) ß-glucosidasi (GLU), c) fosfatasi (FOSF) e d) batteri eterotrofi nelle stazioni esaminate.

Distribution along the water column of: a) leucine aminopeptidase, b) ß-glucosidase (GLU), c) phosphatase (FOSF) and heterotrophic bacteria at the stations examined.



tidasica ($r=0.99$, $n=6$, $P<0.01$) e fosfatasica ($r=0.98$, $n=6$, $P<0.01$). La presenza di una attiva componente eterotrofica a tale profondità è suggerita anche dai valori del rapporto C/N, prossimi a 5, indicativi della relativa preponderanza della frazione batterica sulla componente detritica (Newell e Field, 1983). Il rapporto ponderale fra POC e PON consente infatti di valutare il contributo relativo di fitoplancton, detrito e batteri al particellato organico totale (Alcaraz *et al*., 1985).

Discussione e conclusioni

L'attività enzimatica extracellulare risulta, nella zona di indagine, abbastanza ridotta, ma confrontabile con quella osservata in altre aree oligotrofiche come le Isole Egadi (Caruso *et al*., 1998). Sia la densità in batteri eterotrofi che le attività enzimatiche non seguono un chiaro andamento lungo il transetto esaminato. Il riscontro di una generale più elevata attività proteolitica a livello della zona fotica riflette la presenza, in tale strato, di una maggiore concentrazione di composti organici a rapida degradazione. Durante il processo di sedimentazione, il particellato organico va incontro ad un progressivo attacco da parte dei batteri, che utilizzano la frazione più labile della sostanza organica, per cui la materia che raggiunge il fondo risulta arricchita nella sua componente refrattaria (Hoppe *et al.*, 1993). A quote profonde permangono, invece, le attività fosfatasica e glucosidasica, con picchi localizzati fra 700 e 1000 m ed oltre i 3000 m, in corrispondenza di taluni nuclei di addensamento cellulare. Tale tipo di distribuzione è probabilmente in relazione alla presenza di masse d'acqua di differente origine. Valori elevati di attività fosfatasica sono stati peraltro misurati nell'Oceano Indiano (Hoppe e Ullrich, 1999) a quote profonde (800 m) e sono indicativi della capacità della comunità batterica di mantenere la propria efficienza metabolica, attraverso la produzione di enzimi idrolitici attivi su substrati organici, in condizioni di ridotte disponibilità trofiche.

Bibliografia

ALCARAZ M., ESTRADA M., FLOS J., FRAGA F. (1985) – Particulate carbon and nitrogen and plankton biomass in oligotrophic and upwelling systems. *Int. Symp. Upw. W. Afr. Inst. Inv. Pesq.*, Barcelona, **1**: 435-448.

CARUSO G., LEONARDI M., AZZARO M., ZACCONE R. (1998) – Attività microbiche e turnover della sostanza organica in ambiente oligotrofico (Isole Egadi). *Biol. Mar. Medit.*, **5** (1): 27-34.

HOPPE H.G. (1993) – Use of fluorogenic model substrates for extracellular enzyme activity (EEA) measurement of bacteria. In: Kemp P.F., Sherr B.F., Sherr E.B., Cole J.J. (eds), *Current methods in aquatic microbial ecology*, CRC Press, Boca Raton: 423-431.

HOPPE H.G., DUCKLOW H., KARRASCH B. (1993) – Evidence for dependency of bacterial growth on enzymatic hydrolysis of particulate organic matter in the mesopelagic ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **93**: 277-283.

HOPPE H.G., ULLRICH S. (1999) – Profiles of ectoenzymes in the Indian Ocean: phenomena of phosphatase activity in the mesopelagic zone. *Aquat. Microb. Ecol*., **19**: 139-148.

ISEKI K., MACDONALD R.W., CARMACK E. (1987) – Distribution of particulate matter in the south-eastern Beaufort Sea in late summer. *Proc. NIPR Symp. Polr. Biol*., **1**: 35-46.

NEWELL R.C., FIELD J.G.(1983) – The contribution of bacteria and detritus to carbon and nitrogen flow in a benthic community. *Marine biological letters*, **4**: 23-36.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 441-444

E. Camatti, A. Comaschi, F. Acri

Istituto di Biologia del Mare, C.N.R., Castello 1364/a - 30122 Venezia, Italia.
camatti@ibm.ve.cnr.it

VARIAZIONI DI POPOLAZIONI MESOZOOPLANCTONICHE IN ADRIATICO SETTENTRIONALE (LUGLIO 1999-OTTOBRE 2000)

TEMPORAL PATTERNS OF ZOOPLANKTON POPULATIONS IN THE NORTHERN ADRIATIC SEA (JULY 1999-OCTOBER 2000)

Abstract

Spatial distribution and temporal patterns of zooplankton populations were investigated in the Northern Adriatic Sea from July 1999 till October 2000. In May and June 2000 mucous aggregates appeared, but it seemed that zooplankton abundances were not affected.

Key-words: *zooplankton, Northern Adriatic, mucous aggregates.*

Introduzione

Numerose ricerche condotte sin dal secolo scorso hanno permesso di approfondire la conoscenza dell'ecologia dello zooplancton nell'Adriatico Settentrionale in relazione alla complessa dinamica di questo ecosistema (Fonda Umani e Specchi, 1979).

Per contribuire all'ampliamento di tali conoscenze lo studio dello zooplancton è stato inserito all'interno di un programma condotto dall'Istituto di Biologia del Mare di Venezia (CNR) e finalizzato allo studio sui processi di formazione delle mucillagini (INTERREG II). Questo fenomeno, verificatosi nelle estati del 1988, 1989, 1991, si è ripetuto nei mesi di maggio e giugno del 2000. Nel 1991 si era osservato un significativo decremento delle popolazioni zooplanctoniche, che ritornavano su valori normali solo alcuni mesi più tardi (Cataletto *et al*., 1996; Najdek, 1997; Acri *et al.*, 1999).

Nel presente lavoro si descrivono gli andamenti delle abbondanze zooplanctoniche del periodo 1999-2000 per verificare, da un confronto con i dati del 1991, se si è verificato lo stesso decremento di allora.

Materiali e metodi

I prelievi di zooplancton sono stati eseguiti con frequenza mensile, salvo impedimenti tecnici**,** da luglio 1999 ad ottobre 2000 in sei stazioni dell'Adriatico Settentrionale (Fig. 1).

Per la raccolta dello zooplancton è stato utilizzato un campionatore per pescate verticali tipo Apstein con bocca di 0.125 m^2 di area, munito di flussimetro ed equipaggiato con retino da 200 μm di apertura di maglia. Il volume d'acqua filtrato è stato poi riportato all'unità di volume (numero di individui/m^3). Ogni campione è stato fissato con formalina tamponata con sodio tetraborato e su subcampioni statisticamente rappresentativi ottenuti mediante un Folsom splitter (McEven *et al.*, 1954)**,** si è eseguita la determinazione sia quantitativa che qualitativa allo stereomicroscopio. Sui due gruppi dominanti, copepodi e cladoceri, è stata eseguita la determinazione fino a livello di specie.

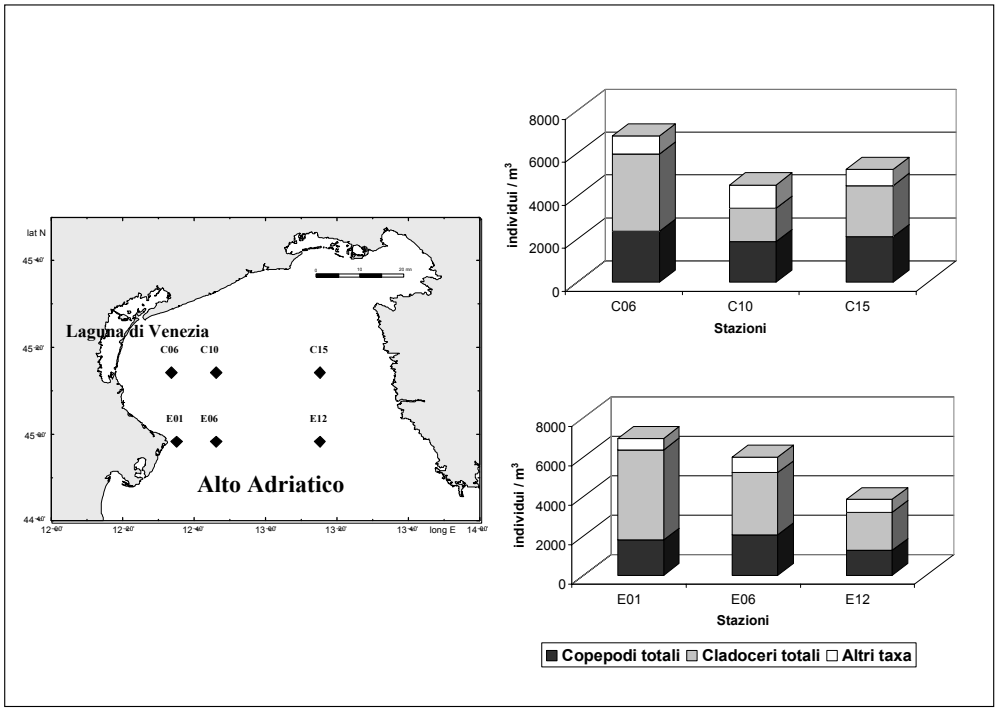


Fig. 1 - A sinistra: Distribuzione geografica delle stazioni di campionamento.
A destra: Abbondanze zooplanctoniche alle sei stazioni di campionamento. I valori riportati sono le medie relative al periodo di studio.
On the left: Sampling sites in the Northern Adriatic Sea.
On the right: Zooplankton average abundances in the sampling stations.

Risultati e conclusioni

Nel periodo di studio, nell'area considerata le comunità zooplanctoniche sono dominate dal gruppo dei copepodi (36% dello zooplancton totale) e dei cladoceri (47% dello zooplancton totale) (Fig. 2). Tra i copepodi le specie più abbondanti e presenti durante tutto l'anno sono *Paracalanus parvus* Claus ed *Acartia clausi* Giesbrecht (rispettivamente 38% e 26% dei copepodi totali) mentre il cladocero *Penilia avirostris* Dana caratterizza i popolamenti estivi.

Durante i mesi caldi i popolamenti zooplanctonici raggiungono le massime abbondanze medie. Tuttavia nell'estate 2000 il numero di individui è inferiore a quello dell'estate precedente (6383 ind/m^3 rispetto agli 8891 ind/m^3 dell'estate 1999; Fig. 2) a causa di un più contenuto incremento del gruppo dei cladoceri.

In primavera ed in inverno più dell'80% degli individui appartiene al gruppo dei copepodi e le minime abbondanze zooplanctoniche medie vengono registrate nei mesi più freddi con 3456 ind/m^3 nell'arco temporale che va da novembre 1999 a gennaio 2000 (Fig. 2).

Le rilevanti abbondanze del mese di ottobre 2000 sono dovute alle larve di Echinodermi, molto numerose in questo periodo (valori fino a 5476 ind/m^3).

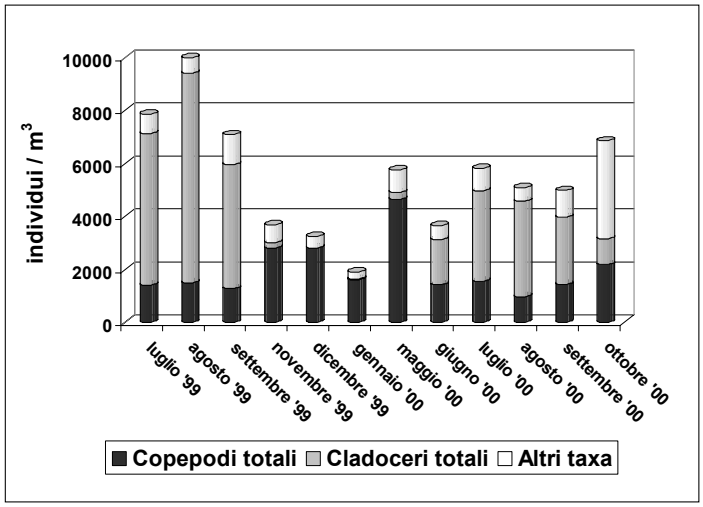


Fig. 2 - Variazioni temporali delle abbondanze zooplanctoniche come valori medi alle sei stazioni campionate.
Monthly zooplankton average abundances.

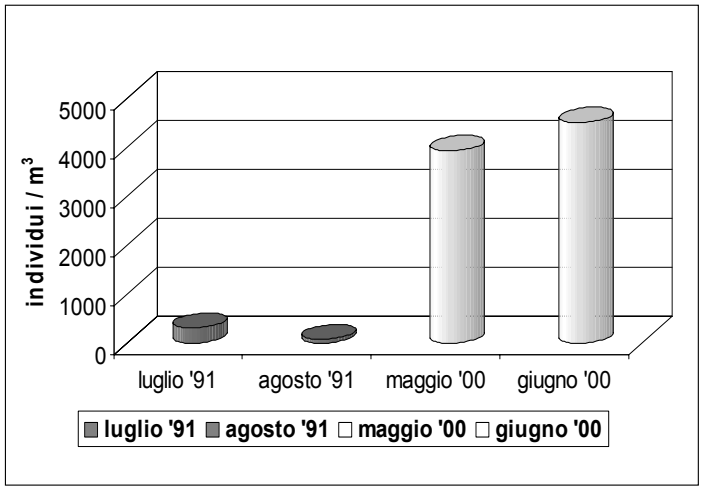


Fig. 3 - Abbondanze zooplanctoniche alla stazione E06 negli anni 1991 e 2000.
Zooplankton abundances in the station E06 in the years 1991 and 2000.

Procedendo lungo i due transetti indagati si osserva una diminuzione delle abbondanze zooplanctoniche medie lungo il gradiente ovest-est (Fig. 1). È noto che nel Nord Adriatico, in linea generale, i valori più alti di biomassa mesozooplanctonica sono legati ad apporti costieri, ed in particolare a quelli del Po (Fonda Umani *et al.*, 1994). Le abbondanze massime sono state rilevate alla stazione E01 ubicata nella zona d'immissione della plume del Po (in media 6940 ind./m^3; Fig. 1).

La ricomparsa delle mucillagini nelle acque nord adriatiche nei mesi di maggio e giugno 2000 non sembra aver apportato significative variazioni a carico della componente zooplanctonica, a differenza di quanto osservato nel 1991. In quell'anno, in concomitanza con il fenomeno, che si verificò non nello stesso periodo, ma in luglio ed agosto, si osservò una diminuzione sia delle abbondanze numeriche (valori medi inferiori a 2000 ind/m^3) che dei taxa presenti (Cataletto *et al*., 1996; Acri *et al.*, 1999). Il confronto (Fig. 3) tra i valori delle abbondanze zooplanctoniche sulla colonna d'acqua nella stazione E06, campionata sia nel 1991 che nel 2000 con le medesime modalità, ha evidenziato come questa diminuzione stavolta non si sia ripetuta.

Questi risultati, quindi, ci inducono ad affermare che un monitoraggio continuo delle acque del mare Adriatico, quale quello attualmente in atto nell'ambito del programma Interreg, possa fornire un buon contributo alla comprensione dei complessi effetti delle mucillagini sulla comunità zooplanctonica.

Bibliografia

ACRI F., COMASCHI A., BIANCHI F., CAVALLONI B. (1999) – Cicli temporali di popolazioni zooplanctoniche in Adriatico Settentrionale (anni 1991-1994). *Biol. Mar. Medit.*, **6** (1): 639-643.

CATALETTO B., FEOLI E., FONDA UMANI S., MONTI M., PECCHIARI I. (1996) – Analysis of the relationship between mucous aggregates and phytoplankton communities in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea) by multivariate techniques. *P.S.Z.N. I: Marine Ecology*, **17**: 291-308.

FONDA UMANI S., SPECCHI M. (1979) – Primi risultati di una bibliografia sullo zooplancton dell'Adriatico. *Nova Thalassia*, **3** (Suppl.): 49-88.

FONDA UMANI S., SPECCHI M., CATALETTO B., DE OLAZABAL A. (1994) – Distribuzione stagionale del mesozooplancton nell'Adriatico Settentrionale e Centrale. *Boll. Soc. Adriatica Sc.*, **75** (1): 145-174.

MCEVEN G.F., JOHNSON, M.W., FOLSOM T.H. (1954) – A statistical analysis of the performance of the plankton sample splitter, based upon test observations. *Arch. Met. Geophys. Biokim.*, **7**: 502-627.

NAJDEK M. (1997) – Unusual changes of zooplankton fatty acid composition in the northern Adriatic during the 1991 mucilage event. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **159**: 143-150.

Lavoro svolto con il contributo della Regione del Veneto, Segreteria per il Territorio, Dipartimento per l'Ambiente, nell'ambito del Progetto Interreg II. (Programma fininziato dalla Comunità Europea).

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 445-463

M. Taviani

Istituto di Geologia Marina del CNR, Via Gobetti, 101 - 40129 Bologna, Italy.
taviani@igm.bo.cnr.it

THE MEDITERRANEAN BENTHOS FROM LATE MIOCENE UP TO PRESENT: TEN MILLION YEARS OF DRAMATIC CLIMATIC AND GEOLOGIC VICISSITUDES

IL BENTHOS DEL MEDITERRANEO DAL MIOCENE SUPERIORE AD OGGI: DIECI MILIONI DI ANNI DI COMPLESSE VICENDE CLIMATICHE E GEOLOGICHE

Abstract

The present Mediterranean marine biogeography is the result of geologic and climatic events of unusual, perhaps unique, magnitude that profoundly affected the evolution of the basin's biota. The last 10 million years witnessed a major climatic shift from middle Miocene tropical to Quaternary temperate-cold thermal regimes. Furthermore, the geodynamic evolution of the basin, mostly marked by collisional tectonics, impinged strongly upon the Mediterranean biota by re-arranging landmasses, submarine topographies, corridors and straits. The peculiar hydrological conditions of the Mediterranean during the Messinian salinity crisis caused probably the annihilation of its stenoecious marine ecosystems. Claims of the permanence of Mediterranean stenoecious benthics, the Tethyan relics, are unsubstantiated by definitive data. For example, the marine phanerogam Posidonia oceanica whose geographic distribution in the Neogene, possibly up to the middle-late Pliocene?-Pleistocene, is thought to have been extra-Mediterranean, probably confined to temperate sectors of the eastern Atlantic Ocean. The on-going colonization of the Eastern Mediterranean basin by tropical-subtropical marine organisms is used as an argument to introduce the concept of Godot basins. The Eastern Mediterranean is and was a suitable receptacle of tropical-subtropical elements at many interglacial peaks, as shown by the last-interglacial Strombus-fauna and the present-interglacial Lessepsian massive colonization. A Godot basin is segregated within a larger water body, in our case the Mediterranean Sea, and displays a demonstrable, but typically only potential, capacity to accommodate a substantial number of invaders, provided that a suitable (natural or anthropogenic) connection is established. Such a connection, however, may take place only under restricted circumstances.

Key-words: *Mediterranean basin, marine biogeography, Cenozoic to Recent, geology, climate, Tethyan relics.*

Introduction

The Mediterranean Sea (Fig. 1) offers a fascinating challenge to scholars interested in marine biogeography and many studies have been devoted to the analysis of the present and past marine benthic plant and animal life inhabiting this semi-enclosed basin (e.g., Eckmann, 1953; Pérès, 1960, 1989; Pérès & Picard, 1960; Fredj, 1974; Por, 1975, 1989; Robba, 1986; Fredj & Laubier, 1985; Di Geronimo, 1990; Giaccone, 1991; Di Geronimo & Perna, 1997b; Giaccone & Di Martino, 1997; Corselli, 2001, with references therein). If one ponders the present Mediterranean marine biogeography, some inconsistencies are immediately apparent, calling for a major rethink of the historical marine biology of the basin. One of the main issues, in particular, is the hypothetical occurrence of so-called "Tethyan" relics.

This article is aimed mostly at marine biologists, whose, quite rightly, often rely upon the paleobiological information provided by historical geology to draw (paleo)biogeographic explanations. However, in my opinion, there are some hidden

and recurrent pit-falls for biogeographers when using the geo-paleontological data set. It is my strong belief that serious amount of biogeographic errors can arise through this practice. Another source of error arises through the intrinsic difficulty of the human psyche to fully understand the notion of a cinematic Earth through time, and to envisage the continuously changing configuration of landmasses and oceans, as well as their climatic and biological scenarios. The present contribution is intended to raise questions and cast doubts on present concepts. Therefore, it is not a revision of the state-of-the art and is willingly provocative, at times controversial and partisan.

This contribution is arranged in four parts: first I summarize the basic geologic and climatic events profoundly affecting the Mediterranean biota since the end of the Miocene Epoch; second, I explore biogeography in light of some geologic and paleontological tenets; third, I tackle the problem of Tethyan relics and present my current view upon the endemic *Posidonia oceanica*; lastly, I introduce the concept of Godot basins.

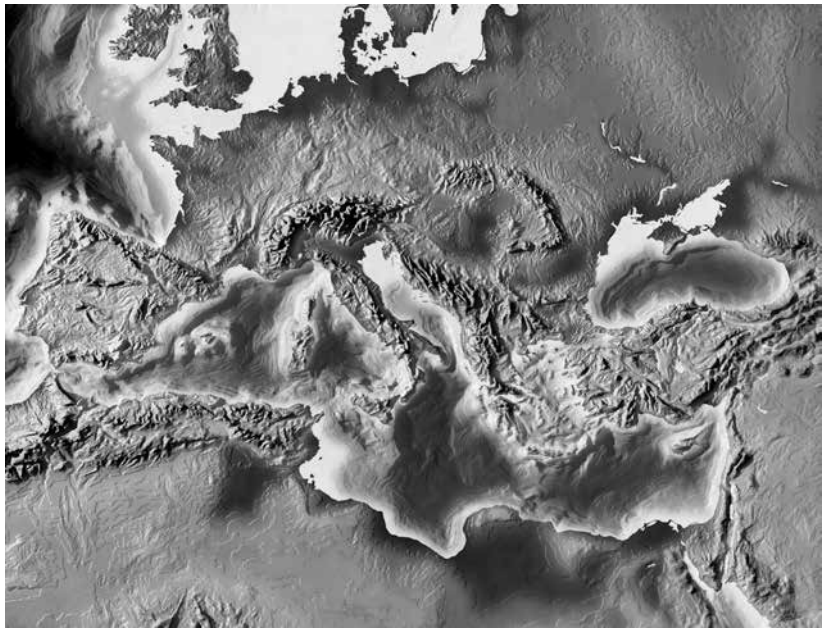


Fig. 1 - This physiographic map of the present Mediterranean basin represents the latest basin configuration as we know it today. However, this is but one of the many configurations achieved by this basin in the last 10 million years and, in turn, is predectably going to be modified considerably in the future. Emerged and submerged geometries, distribution and depth sub-basins and sills, width of shelves, oceanographic attributes (such as salinity, temperature, currents, nutrients etc.) are under perpetual rearrangement. Past Mediterranean physiographies and oceanographies are only grossly understood.

Questa mappa mostra la fisiografia attuale del Bacino del Mediterraneo così come ci è nota al momento. Tuttavia quella attuale non è che l'ultima di molteplici configurazioni del bacino del Mediterraneo degli ultimi dieci milioni di anni e sicuramente si modificherà anche sostanzialmente nel futuro. La geometria di terre e fondali, la localizzazione e profondità di sotto-bacini e soglie, l'estensione delle piattaforme continentali, gli attributi oceanografici del bacino (salinità, temperature, correnti, nutrienti ecc.) sono in costante mutamento. Le fisiografie passate, così come tutte le caratteristiche oceanografiche dei vari Mediterranei passati, ci sono note solo nei loro tratti essenziali.

Use and misuse of geo-paleontological data

Geologic interpretations are incorporated into historical biology without enough criticism. Most reconstructions of Earth's past geographies and geodynamic and chronological events are scientific *interpretations* based on intrinsically incomplete data sets, which are subject to continuous upgrading and, often, radical revisions.

Paleontology relies on what is left, but a major proportion of past life is not necessarily preserved in the geologic record. As everybody knows, this is particularly true for organisms lacking mineralized, durable hard parts. As soon as we approach paleobiogeography, we should realize that what is missing surpasses quantitatively and qualitatively what is left available to human inspection and interpretation. We must also keep in mind that paleontology does not preserve the legacy of ancient life with equity. Some environments are better represented in geologic archives than others. According to regional geodynamics, some fossils become available to human inspection while other equally fundamental ones do not. The Tertiary-to-Quaternary Mediterranean basin is a good example of this, where geologically recent collisional and postcollisional tectonics resulted in an almost unsurpassed marine paleontological record, providing an excellent archive of shallow and deep marine past environments. On the contrary, the adjacent Atlantic passive margins have a comparatively modest record of Tertiary-to-Quaternary successions, and appear especially poor in marine examples, due to the lack of any important uplift. This hampers a full evaluation of the origin, migration, extinction and evolution of marine benthic taxa. It also affects our capacity to establish meaningful comparisons between Mediterranean and Atlantic Neogene-Quaternary fossil faunas.

Biogeography and paleontology

The appraisal of Mediterranean (paleo)biogeography is funded largely upon the integration of three main types of paleontological approaches of increasing hierarchic importance:

1) *Biogeography without fossils*. This approach is based on the present distribution of taxa with low preservation potential, such as most plants and non-skeletonized animals. Therefore, the drawing of sound paleobiogeographic inferences out of that it is more a matter of educated speculation than a construction based on factual evidence. This biogeographic approach may gain some support from molecular biology that supplies fundamental information on the timing of evolutionary events but no independent indication about *geographic* dispersal patterns. A good example of case 1 is the elegant study on the distribution of brown seaweeds linked to plate tectonics evolution offered by Giaccone (1991). Although, a welcome intellectual stimulus permeates this kind of approach, the potential risk to derive biogeographic models in the absence of proper fossil documentation is self-evident.

2) *Biogeography with poor fossils*. This approach, in my view, does not differ much from the previous one, with the notable exception that *some* fossil documentation is normally available for consideration. Involved here are taxonomic groups with poor preservation potential or with a relatively small fossil record, although their fossilization potential is not negligible. The first option is better embodied by fishes, whose skeletons may be commonly fossilized only under special depositional conditions, while the second includes groups like cirripeds. More than in the previous case, biogeography based on this approach relies upon real/hypothesised disjoint distributions of organisms; rather typically, the biogeographic assumption would be derived by the

comparison between the present distribution and sporadic geologic occurrences. Let us present an example for case 2. A fish genus of present tropical affinity and confined to the Indo-Pacific region, is found fossilized in Pliocene strata of the Mediterranean basin (Sorbini, 1988). How does one explain such an occurrence? A simple explanation would be its interpretation as an indication of a former biogeographic unicum, later disrupted for geologic reasons. That is, this Mediterranean Pliocene fish can be considered either as a (i) intrabasinal time-survivor or (ii) as an indication that a seaway at least intermittently connecting the Indo-Pacific realm with the Mediterranean was active during the Pliocene (Sorbini, 1988; Por 1989). Both hypotheses seem plausible, but are those the only and most parsimonious ones? Or are they in open conflict with the preponderant evidence gathered by geologic and other paleontological studies? In this specific example, both hypotheses are difficult to accept; the first hypothesis implies the existence of Tethyan relics in the Mediterranean (an argument treated at length below) while the second clashes with the current view that free maritime connections between the Indo-Pacific and the Mediterranean ended in the late Burdigalian (middle Miocene: Cavelier *et al.*, 1993; Meulenkamp *et al.,* 2000 a,b). To overrun reconstructions for which there is a general consensus (based on large quantity of geologic and paleontological data) by spearheading an alternative, biogeographically revolutionary hypothesis, we need solid arguments. Shall we, therefore, change our scenario because of such fossil fish occurrences? I believe the answer is yes only if we are not capable to offer another explanation for such apparently odd (paleo)biogeographic distributions. Is such the case? I do not believe so. Less conflicting views must be considered. My first option to account for the "Pacific" fish within the Pliocene Mediterranean would discard both "Tethyan relics" and "still unknown seaways". Instead it would call for considering that the fish's geographic distribution was wider in the past than today, possibly encompassing a pan-tropical range that included the Atlantic. The lack of fossil documentation supporting this suggestion may be due to the scarcity of Neogene fish deposits in most of the Atlantic and Indo-Pacific domains.

3) *Biogeography with fossils*. This is the obvious way to achieve a higher confidence in evaluating biogeography past and present. Many taxonomic groups equipped with mineralised skeletons are suitable for paleobiogeographic evaluations because of their abundance and diversity (radiolarians, foraminiferans, ostracods, cnidarians, molluscs, bryozoans, brachiopods, calcareous algae etc.). In particular, benthic Mollusca are excellent for reconstructing marine paleobiogeography because of (1) their diversity, resulting in a proportional high number of taxa, not paralleled by any other invertebrate groups; (2) common occurrence of a durable mineralised skeleton; (3) shell architecture keeping memory of early development, a substantial advantage if applied to taxonomic and dispersal problems.

A brief history of the Mediterranean basin since the Late Miocene.

Geology and geodynamics

The last 10 million years saw many upheavals that have left their legacy on the Mediterranean biota as we know it today.

The modern Mediterranean basin can be considered an embayment of the eastern Atlantic Ocean. Its present shape is fundamentally linked to the Cenozoic geodynamic evolution marked by the Alpine and Apennine orogenies. The Alpine orogeny practically ended in the Oligocene, while the Apennine orogeny reached its peak in the upper Miocene and early Pliocene (Vai & Martini, 2001, with references therein). The arran-

gement of landmasses, sills, corridors, internal seaway connections, continental shelves, deep-sea basins, seamounts and other features are geologically dictated by the interplay between (predominantly) collisional and extensional tectonics (e.g., Biju-Duval *et al.*, 1977; Vanney & Gennesseaux, 1985; Sartori, 1989; Boccaletti *et al.*, 1990; Kastens & Mascle, 1990; Watts *et al.*, 1993; Dercourt *et al.*, 1993, 2000; Gelabert *et al.*, 2002). In turn, these geographic features impinge on the regional climate and water circulation (e.g., Vergnaud-Grazzini 1985; Kastens & Mascle, 1990). Among the major combined effects of the basin's geodynamic evolution are: (i) the creation of consistent landmasses within the Mediterranean, especially the north-south-elongated penisular Italy; (ii) the partition of the Mediterranean into well defined sub-basins as we know today; (iii) the origination of a deep Tyrrhenian quasi-oceanic basin; (iv) the geometrical shaping of major-basinal (Gibraltar: Atlantic Ocean-Mediterranean Sea) and intrabasinal (i.e., Siciliy: Western-Eastern Mediterranean basins; Dardanells: Aegean Sea-Marmara Sea; Bosporus: Marmara Sea-Black Sea) straits and their elevations; (v) the closure of major (eastwards to the Indo-Pacific) and minor (southwards, the Red Sea embayment) connections; (vi) the onset of submarine volcanoes and related hydrothermal activity. In addition, the squeezing of gas-charged fluids through accretionary terranes has some relevance, especially on deep-sea benthic ecosystems (Taviani, 2001).

The integration of available geologic information has permitted the production of various paleogeographic maps covering the transition from the Tethys to the Mesogea and finally to the present Mediterranean basin (Rögl & Steininger, 1983; Steininger *et al.*, 1985; Rögl, 1999; Dercourt *et al.,* 1993, 2000). Such maps provide only a gross estimate about past geographies but, nevertheless, represent an excellent tool to approach biogeographic issues. A word of caution is needed as these reconstructions may be a source of error, and can not be considered definitive. Many researchers fall into the trap of prizing these reconstructions as established facts.

Having said that, there is a general consensus that up to the middle Miocene (Burdigalian: Cavelier *et al.*, 1993; Meulenkamp *et al.*, 2000 a,b), the Mediterranean was connected in the east to the Indo-Pacific realm, and to the west to the Atlantic. By the late Miocene, marine interconnections only remained in the west, crowning the Atlantic as the only biological reservoir for the adjacent Mediterranean (Rögl & Steininger, 1983; Steininger *et al.*, 1985; Meulenkamp *et al.*, 2000c). The claim of a Pliocene interconnection between the Mediterranean and the Red Sea (e.g., Grecchi, 1978) is considered unsubstantiated by any solid evidence (Sabelli & Taviani, 1984).

Climate

The Mediterranean is located at a mid-latitudinal setting between c. 45-30° Lat N, where climatic oscillations are strong. Because of that, many important migration and extinction events of biota with opposing thermal tolerance (cold and warm guests) punctuate the history of the basin (e.g., Gignoux, 1913; Raffi, 1986; Ruggieri, 1987; Taviani *et al.*, 1991). Within the time span considered, Late Miocene to Present, the basin's climate changed from tropical to boreal regimes, and predominant temperate conditions in the last 2 million years.

This big climatic shift was established one century ago (Raffi, 1986, with references). As would be expected, shift from middle Miocene tropical to Quaternary temperate-glacial conditions brought about radical biological changes in the Mediterranean basin. We can summarize the major steps as follows:

Middle to late Miocene (Burdigalian to Tortonian; 21-11 Ma). Up to the Burdigalian, the climate was considerably warmer and the Mediterranean biota hosted many

elements of tropical to subtropical affinity until the middle Miocene (e.g. Cavelier *et al.,* 1993; Rögl 1998; Meulenkamp *et al.,* 2000a); towards the end of the period the dominant climate was more mildly subtropical. Only a fraction of the original truly tropical marine biota eventually survived into the basin by the Tortonian period.

Late Miocene (Late Tortonian to Messinian; 11-5.3 Ma). The marine benthic biota at the time maintained a clear subtropical appearance; marine benthic faunas contained abundant tropical-subtropical elements including reasonably diverse coral reefs, were present up to the Tortonian stage (e.g., Pérès 1989; Orszag-Sperber *et al.*, 1993; Pedley & Grasso, 1994 a); impoverished coral reefs dominated by the highly tolerant zooxanthellate scleractinian *Porites* persisted up to the pre-evaporitic Messinian (e.g., Catalano, 1979; Esteban, 1980; Pomar, 1991; Pedley & Grasso, 1994 a,b; Roger *et al.,* 2000). Not much can be said about the climate during the Messinian stage on the grounds of benthic ecosystems since truly marine elements are virtually absent as soon as the Mediterranean entered the evaporitic domain (see next chapter). Based on terrestrial vegetation, the northern and central Mediterranean climate was on the whole subtropical-warm temperate (Suc *et al.*, 1992; Bertini, 1994).

Early to Middle Pliocene (Zanclean-Piacenzian; 5.3-3.4 Ma). The Zanclean to lower Piacenzian marine faunal record shows basically the same subtropical conditions characterizing the Late Miocene (e.g., D'Atri & Piazza, 1990; Raffi & Monegatti, 1993; Martinell, 1995); however, a trend of climatic deterioration is well evident and marked by a major extinction pulse at 3.2-3 m.y., and two minor ones up to 2.1-2 m.y, affecting warm stenothermal elements (Marasti & Raffi, 1980; Raffi & Marasti, 1982; Raffi *et al.*, 1985; Sprovieri, 1986; Monegatti & Raineri, 1987; Raffi & Monegatti, 1993). The biogeography of the bathyal ecosystems seem to reveal a decrease of the truly tropical elements (Tabanelli, 1993). A parallel trend is shown by terrestrial vegetation and by 2.3 m.y there is the onset of Mediterranean-type vegetation (Suc, 1984).

Middle to Late Pliocene (Piacenzian-Gelasian; 3.4-1.8 Ma). The climate was considerably warmer than the present one up to the Middle Pliocene (e.g., Brebion *et al.*, 1978; Silva *et al.*, 2000). At the time of the onset of Pliocene glacial and interglacial conditions in the Late Pliocene (e.g. Shackleton *et al.,* 1990), the continental climate deteriorated shifting to temperate conditions (Suc *et al.,* 1992), with vegetational estimates for the Late Pliocene of the central Mediterranean providing interglacial temperatures 4°C warmer than present (Combourieu-Nebout, 1993; Combourieu-Nebout *et al.*, 2000).

Quaternary (Pleistocene-Holocene; 1.8 Ma to Present). The cooling trend marks the transition from the warm-temperate Pliocene to the temperate-cold Pleistocene. The Mediterranean marine ecosystems underwent a profound modification due to immigration waves of boreal (northern) guests (e.g., Gignoux, 1913; Ruggieri & Selli, 1949; Mars, 1958; Selli, 1967; Ruggieri *et al.*, 1984; Raffi, 1986; Malatesta & Zarlenga, 1988, with references). Littoral benthic organisms of pronounced glacial significance disappeared from the basin when interglacial conditions periodically re-established in the Mediterranean Sea, but others successfully established into the Mediterranean ecosystems. The bathyal ecosystems also suffered significant turnovers with extinctions affecting taxa of pronounced Atlantic affinity because of the onset of homethermic conditions (e.g., Zibrowius, 1980; Raffi & Taviani, 1984; Allouc, 1987; Zibrowius & den Hove, 1987; Tabanelli, 1993; Di Geronimo & La Perna, 1996, 1997a,b, with references). The vegetational history is complex but consistent with the onset of temperate and cool climatic pulses (e.g. Tzedakis *et al.,* 1997). There is also some paleontological evidence of ephemeral periods of re-immigration of warm-water taxa into the Mediter-

ranean during the Early Pleistocene (Ruggieri *et al.*, 1982; Ruggieri, 1987). The upper Early Pleistocene (c. 1 Ma) witnessed the onset of astronomically-driven paroxysmal glacial-interglacial ciclicity (e.g., Shackleton *et al.,* 1990). These Pleistocene glacial cycles show that the absolute temporal predominance of a cool climatic mode; warm intervals are, in fact, confined to short-lasting events such as interglacials (including the "subtropical" last interglaciation) and interstadials. Remarkably, out of the c.100 ka representing a glacial-interglacial cycle, only one tenth is marked by temperate-warm conditions. Although we are tempted to consider the present interglacial (Holocene) as *the* standard climatic condition for the Mediterranean Sea, it must be recognized that we are, in fact, living at a time that is not representative of the average climate of the Quaternary.

The oceanographic apocalypse

Even in their absolute intensity, the influence of the geodynamic and climatic factors outlined above had gradual effects on Mediterranean biota. However, some basin-wide oceanographic events wrecked havoc on the marine benthic biota. In the time-span considered in the present article, one event stands above everything else for its catastrophic consequences at the scale of the basin: the "Messinian salinity crisis" marking the end of the Miocene epoch.

Its history is notorius (Hsü *et al.*, 1977; Hsü, 1986; Cita & McKenzie, 1986; Busson, 1990; Kastens, 1992; Cita & Corselli, 1993). The c. two million years or so of the Messinian stage (Krijgsman *et al.*, 1999) can be hyperbolically nicknamed as the "Empire of the outrageous oceanography". The basin shifted from anoxic pre-evaporitic to evaporitic hyperhaline, then hypohaline and finally back to normal marine conditions (Cita & McKenzie, 1986). According to widely-accepted geologic reconstructions, for roughly six hundred thousand years (Krijgsman *et al.*, 1999), hyperhaline and, later, hypohaline hydrological regimes characterized the Mediterranean which was secluded from free hydrological exchanges with oceans (e.g., Blanc, 2000). The segregation of the Mediterranean basin from the Atlantic took place because of the closure of the Betic and Rif straits (e.g., Sonnenfeld, 1974; Müller & Hsü, 1987; Hsü, 1986). The final phase is dominated by basin-wide non-marine deposits of the so-called Lago-Mare, typified by brackish faunas of paratethyan biogeographic affinity. (e.g. Ruggieri, 1967; Bonaduce & Sgarrella, 1999; Rouchy *et al.*, 2001, with references).

The abnormal hydrological conditions came rather abruptly to an end when the Atlantic breached into the Mediterranean through the newly formed Gibraltar portal at the beginning of the Pliocene (e.g., Cita & McKenzie, 1986; Iaccarino *et al.*, 1999), and oceanic marine fauna re-entered the basin (Hsü, 1986; Cita & Corselli, 1993). Since then, the Gibraltar sill acts as a filter that controls the Mediterranean deep-sea benthos (e.g., Bouchet & Taviani 1992a,b; Di Geronimo & La Perna, 1996, 1997a,b).

One extreme view favours a complete dessication to account for the widespread occurrence of intra-Mediterranean evaporitic deposits; others admit restrictive conditions and evaporite precipitation without a complete desiccation (Hsü *et al.,* 1977; Cita & McKenzie, 1986; Busson, 1990; Cita & Corselli, 1993, with references therein). From a biological perspective, such long-lasting, basin-wide extreme saline and following hypohaline conditions produce the same result, i.e. the complete annihilation of all stenoecious benthic marine life.

Present understanding is that the "Messinian" terminal event was a turning point for the Mediterranean stenoecious biota. The catastrophic consequences on the marine

biota have been highlighted many times (Cita, 1973; Cita & McKenzie, 1986). The whole Mediterranean fully marine (stenoecious) biological stocks are thought to have been renewed with the early Pliocene re-establishment of water exchanges with the Atlantic Ocean. Thus, the present Mediterranean marine biogeography is inherited from the post-Miocene re-colonization (e.g., Raffi & Marasti, 1982; Taviani & Sabelli, 1984; Por & Dimentman, 1985; Por, 1989), with all its evolutionary implications.

There is some disagreement on this view, however, calling for less drastic hydrological scenarios, consequently challenging the postulated complete basinal biotic sterilization. Some opponents of the sterilization of the Miocene Mediterranean biota suggest that some fully marine refugia may have persisted in satellite basins within the western Mediterranean (e.g., Ben Moussa *et al.*, 1988; Di Geronimo, 1990) an option considered unlikely by Taviani & Sabelli (1984; see also Jones, 1984). The alternative model offered by some geologists is that at least some parts of the Mediterranean basin had permanent links with the Atlantic *via* the Betic portal (Montenat *et al.*, 1976; Carrasco *et al.*, 1979). The few claims of presumed marine sedimentation continuity from the late Miocene to the Pliocene relate to basins, such as Vera Basin, located in the westernmost part of the Mediterranean. However, the postulated Messinian continuity has been seriously questioned by Benson & Rakic-El Bied (1991); their refutation of continuity obviously gives a blow to the concept of a marine sanctuary in that area. The real existence of such *permanent* marine basins in southern Spain, furthermore adjacent to the Atlantic Ocean and not located in the core of the Mediterranean Sea (see map by Müeller & Hsü, 1987), is dubious.

More problematic to explain are the sporadic claims of intra-Messinian sea-water incursions in the eastern Mediterranean documented among others, by the occurrence of reef limestones (e.g., Orszag-Sperber & Rouchy, 1979; Hsü, 1986; Vai, 1989). Marine incursions are evoked as being intercalated within Lago-Mare sediments (Snel *et al.*, 2001), but there is a great uncertainty about this point. It should be noticed that the cyclic nature of the evaporites calls indeed for periodical marine inundations of the Messinian Mediterranean. The issue of a potential water exchange between the eastern Mediterranean and some oceans at that time is presently under scrutiny by the scientific community, but no definitive paleontological documentation has been produced so far to support such a possibility. Without doubt, there is there the need to explore in depth the problem of intra-Messinian marine inundations of the Eastern Mediterranean establishing their reality and, if really proven, to identify such past seaways.

However, even such occurrences do not support the existence of permanent marine interconnections between the Messinian Mediterranean and the ocean since overlaid by late evaporitic and hypohaline Messinian deposits (Hsü, 1986; Rouchy *et al.*, 2001).

In my opinion, the evidence indicating the Messinian biological catastrophe is stronger than any other view and at present supported by a consistent number of independent data. Available fossil evidence indicates that tolerant euryhaline biota established at times in the Messinian Mediterranean but no robust indication of fully marine trans-Messinian organisms has been put forth so far.

The consequences of the Messinian apocalypse are obvious and drastic as far as the fate of the so-called Tetyhan relics regards.

Tethys, the Mediterranean Sea and the Tethyan relics

According to geologic reconstructions, Tethys is the ancient ocean stretching latitudinally east-west whose ultimate fate has been sealed by plate tectonics (e.g., Biju-

Duval *et al*., 1977; Por 1989). Today's configuration is the formation of remnant and successor seas, the Mediterranean, and other marginal basins, such as the Black Sea.

The notion of *Tethyan relics* is widely used in the literature, embodying basically two different conceptions (Eckman, 1953). One is the concept of taxa whose origin is rooted back to Tethys; their once-continuous geographic range has been disrupted by the geologic events outlined above. In such a view a Tethyan relic is nothing more than a living entity originated in the distant time of Tethys, then Mesogea, oceans. *Per se*, this concept has no implication for the *permanent* residence of Tethyan relics into the Mediterranean. A pertinent example is possibly offered by the gastropod family Cingulopsidae (Ponder, 1989). The other concept advokes the Tethyan relic as a time survivor within the same basin where is found at present. In short, it calls for the existence of "Mediterranean paleoendemics". A possible stenoecious example belonging to such category is considered by Basso *et al.* (1996) to be the corallinacean alga *Lithophyllum racemus*. Other potential examples pertain to Bryozoa (Rosso & Di Geronimo, 1997).

This second concept implies that the Tethyan taxa passed unharmed trough a collection of quite drastic climatic changes and the Messinian salinity crisis. I personally found this second vision difficult to accept. The Mediterranean experienced too many changes and, most of all, a devastatingly lethal salinity crisis, to allow for any permanence of such Tethyan taxa within the basin itself. To me, the Tethyan affinity of a given taxon must be explained in a different way, such as its survival outside the Mediterranean, i.e. in the Atlantic and/or Indian oceans, and subsequent re-introduction into the basin.

One of the best emblematic cases to address the problem of Tethyan relics is offered by the Mediterranean-endemic marine phanerogam *Posidonia oceanica*.

The Posidonia oceanica *puzzle.*

The present disjunct occurrence of the temperate bi-polar *Posidonia* phanerogam, with species distributed only in the Mediterranean and Indian Ocean (South Australia), represents a real puzzle for biogeographers. For many, its very presence today is a solid argument to support the continuative permanence of *Posidonia* meadows into the Mediterranean basin since the disconnection of the last trans-asian latitudinal Tethyan seaway. In their view, *Posidonia oceanica* is the quintessential symbol of a Tetyhan relic *sensu stricto* (e.g., Pérès & Picard, 1960).

The appraisal of the general evolution of the basin outlined above seems to argue against this view. First to explain is how this *temperate* seagrass (den Hartog, 1970) known today to be restricted to the Mediterranean Sea only, could have escaped unharmed the substantial temperature modifications driving the Mediterranean basin from Neogene tropical up to Pleistocene boreal conditions. If so adaptable while is its range so restricted at present? An additional problem is offered by the postulated biological sterilization of Mediterranean stenoecious biota during the Messinian salinity crisis, that would have left *Posidonia* untouched.

My *working hypothesis* is that, at the present state of knowledge, Mediterranean *Posidonia* (today represented by the species *P. oceanica*) can be considered as a Tethyan relic of the first type discussed above, and that its geographic range changed over time. I suggest that, on the grounds of the present knowledge of the evolution of the Mediterranean basin, *Posidonia* inhabited the eastern Atlantic and that only in relatively recent times (middle-late Pliocene?) did its range get confined to the Mediterranean basin only.

The reason of such restriction still needs to be investigated in depth. Considering the quite modest preservation potential of non-calcareous plants (e.g., Brasier, 1975),

the historical record of seagrass could be only tracked through the record of fossil plant remains (rhizomes, leaves, fruits) and/or the presence of other (mineralized) taxa unequivocally associated to seagrass communities, rather typically foraminifera, molluscs and bryozoans. I have no independent paleontological ground data to support the theory of "Atlantic" *Posidonia oceanica*. It can be mentioned that remains interpreted as *Posidonia* have been recorded in the Paleocene of Belgium (Stockmans, 1932), and Eocene of the Paris basin (Fritel, 1913), among others. So, I will tackle this issue by simply discussing the presumed evidence supporting the Tertiary-to-Recent persistence of *Posidonia* into the Mediterranean. The fossil record of *Posidonia* is scant. To the writer's best knowledge, no definitive and truly convincing paleontological documentation on the Neogene presence of *Posidonia* is available so far for the Mediterranean basin. Plant remains seem well documented only for the Mediterranean Quaternary, from the lower Pleistocene of Sicily (Di Geronimo, 1984) to early-mid Holocene occurrences at various localities (e.g., Aloisi *et al.*, 1975; Russo *et al.*, 1989). Sturani (1976) ascribed to *Posidonia oceanica* some large and flattened leaves found in Messinian sediments of Piedmont. There are noticeable hints that *Posidonia* may occur in the early Pliocene of the Mediterranean basin (Schiapparelli, pers. comm., 2002; I. Di Geronimo, *in litt*., 2002). Most published arguments supporting the assumption of its Mediterranean continuity, however, are based on indirect paleontological documentation. What I found relates to fossil molluscan assemblages allegedly linked to *Posidonia*, a notion heavily derived from the well-known Pérès & Picard (1964) bionomical approach and other ecological models pointing out the concept of exclusive taxa; simplifying, those taxa which *at present* participate exclusively to a given community. Pérès & Picard (1964) established a distinct HP (*Herbier Posidonie*) biocoenosis and by adopting this peresian model some paleontologists suggested the existence of this same bioceonosis in the Mediterranean Pliocene. Most suggestions of former *Posidonia* meadows relate to the Early Pliocene of Piedmont (e.g., Pavia, 1975; Aimone & Ferrero Mortara, 1983). However, taxa considered associated to *Posidonia* by Pavia (1975), i.e. *Tricolia pulla*, *Smaragdia viridis*, *Alvania montagui*, *Apicularia sulzeriana*, are by no means exclusive of this specific phanerogam, being generally relatable to seagrass or seaweeds; as shown, for example, by the present occurrence of *Smaragdia viridis* in *Posidonia*-deprived regions (e.g. seagrass meadows of the Caribbean province). A pictorial paleoenvironmental reconstruction showing *Posidonia* meadows is provided by Aimone & Ferrero Mortara (1983: Fig. 8), inferred through the presence of presumed indicators such as *Megaxinus transversus, Bittium reticulatum, Smaragdia viridis* and a few others, none in reality exclusive of the HP biocoenosis today. The same applies to the indication of typical fossils of the phytal system, including *Posidonia*, among the molluscs (*Cardita calyculata, Bittium reticulatum*) recorded in the Pliocene infilling of a Messinian paleo-canyon in Lumbardy (Corselli *et al.*, 1985). More conservatively, Benigni & Corselli (1981) reports upon the presence of marine phanerogams (possibly comparable to recent *Halophila*) in the Early Pliocene succession of Volpedo, Piedmont.

While we have no robust evidence to identify the kind of phanerogams inhabiting the Mediterranean during the late Neogene, it is likely that they were warm taxa of tropical-subtropical affinity, not temperate *Posidonia*. Information about marine phytal ecosystems lends support to such a hypothesis based on the postulated existence of warm-water *Caulerpa* inhabiting Mediterranean shallow waters during the Early Pliocene, as suggested by the presence of exclusively-associated sacoglossans (Le Renard *et al.*, 1996).

Thus, while it seems proven the occurrence of still unspecified seagrasses in the

warm Neogene of the Mediterranean, the presence of *Posidonia* among such marine phanerogams is unsubstantiated by the available paleontological documentation and is, at least, doubtful. Admittely the *Posidonia* problem is an open issue. Accordingly, I suggest to be overcautious and to consider at present its Late Miocene-Middle Pliocene presence in the Mediterranean very dubious. *Posidonia oceanica* is not a strong argument, in my view, to which to anchor the concept of true Tethyan relics.

The "Godot" basins

The on-going replenishment of the Eastern Mediterranean basin by a substantial and increasing number of tropical elements impacting pre-existing autochtonous ecosystems (e.g., Barash & Danin, 1973; Por, 1975, 1978, 1990; Zibrowius, 1991; Galil, 1993; Ribera, 1993) calls for a rethinking of the basin's niche availability (Por, 1978; Lüning, 1990; Boudouresque *et al.,* 1993; Chemello & Oliverio, 1995).

I introduce here the concept of *Godot* basin as a means to illustrate relevant biogeographic aspects of some semi-enclosed basins. The term is taken from *En attendant Godot* by the American writer Samuel Beckett (1906-1989). Mr. Godot is the quintessence of a person expected but, in fact, never arriving on the scene.

How does this apply to biogeography? Let us consider the late Quaternary history of the Levantine basin, from the last interglaciation (ca. 125 ka BP) to Present. In particular, the occurrence of *Strombus* faunas. The genus *Strombus* groups subtropical-tropical gastropods worldwide, with no representatives known to inhabit temperate waters. This genus settled the Tertiary Mediterranean basin, but by the Middle Pliocene the only surviving species (*S. coronatus* Defrance, 1827) became extinct at c. 3-3.2 m.y. as a result of a decimation of warm-stenothermal taxa (Raffi & Monegatti, 1993). *Strombus* could not tolerate the temperature drop that marked the end of fully subtropical conditions in the Mediterranean and the onset of a more temperate regime. However*, Strombus* faunas re-established briefly in the Mediterranean during *one* of the many interglaciations punctuating the Pleistocene history of the basin. This is the well described occurrence of the extant *Strombus bubonius* Lamarck, 1822 (*S. latus*) fauna of the eu-Tyrrhenian substage, stratigraphically equivalent to the Eemian of northern Europe, Sangamonian of northern America and substage 5e of the oxygen isotopic scale. The most widely accepted radiometric and amino-acid chronology indicates that this *Strombus* fauna made an ephemeral appearance in the Mediterranean at the peak of the last interglaciation, lasting probably no more than 10 ky. The *Strombus* fauna extended its range well into the eastern Mediterranean (e.g., Dai Pra & Stearns, 1977). No records of such *Strombus* faunas before and after this time window have been positively identified so far. The 5e interglacial time was then followed by a rapid and dramatic climatic cooling, ultimately leading to the last glacial age; thus, a *Strombus* fauna was once again eradicated from the Mediterranean.

The Pleistocene interglacial *Strombus* invasion was apparently a unique event, likely favoured by a specific oceanographic condition, possibly a temporarily cut of a cold water barrier in the west-African Mauritanian province which interposes effectively between a faunal transfer from tropical West Africa into the Mediterranean Sea *via* the Gibraltar portal. This phenomenon is probably a powerful regulator of migratory fluxes. The cold water barrier zone is not easily disrupted; otherwise, we should have witnessed many other *Strombus* events linked to the many Pleistocene interglacials, including the present one. In fact, the present interglaciation (post-glacial) does not show any "warm" west-African migratory event. One can argue that the lack of *Strom-*

bus faunas stays with unsuitable climatic conditions belonging to the basin, without advoking the oceanographic filter outlined above. In other words, the temperature of the post-glacial Mediterranean sea is still too cold to permit the settling of subtropical-tropical elements. This assumption is rejected by the observation of a steady flux of Indo-Pacific invaders *via* the Suez Canal, or other accidental means (Barash & Danin, 1972; Zibrowius, 1991; Oliverio, 1995). Such Lessepsian migrants and allied tropical invaders form extensive, viable and reproductive populations within the Levantine basin. Moreover, their number seems to increase steadily (e.g., Zibrowius, 1991, Buzzurro & Greppi, 1996). Interestingly enough, one of the most conspicuous elements which appears very well established in sectors of the eastern Mediterreanean is *Strombus* (*S. persicus* Swainson, 1821: Oliverio, 1995).

In other words, the temperature regime of the present post-glacial Levantine basin seems ideal to establishing tropical-subtropical biota but these are not sourced from a geographically obvious reservoir, i.e. the adjacent west-African Atlantic stock. Instead, tropical taxa come into the basin through the canal. Without this Man-made connection and other accidental introductions, the Levantine basin would have been a sizable seawater body, a Godot basin, with an enormous potential for successfully hosting tropical-subtropical biota, whose very presence was instead denied by external oceanographic conditions, other than the basin's own capacity.

Therefore, a basin in principle fully available to colonization, probably expected tropical-subtropical invaders at the peak of most interglacials. However, distant oceanographic filters halted such potential benthic immigrants.

Conclusive remarks

The present Mediterranean marine biogeographic configuration is the sum of many factors of extraordinary magnitude. Probably, no other marine basins on Earth experienced cumulatively so many geologic, oceanographic and climatic dramas in a lapse of just ten million years of history or so, what is a real temporal trifle from the geologist's perspective. Their interplay deeply influenced the fate of its biota.

Ours is a planet under constant and profound geologic rearrangements that only seldom leave clear traces. The continuous motion of lithospheric plates interfered and interferes with the Earth's geographic shapes, atmospheric cell configurations, onset or demise of climatic belts, switching of oceanographic currents and the like. Are our minds really adapted to understand such dynamics of planet Earth through time and what this implies? Or, are we basically "stabilists", who unconsciously tend to see the history of the planet as a sequence of stills, more than feeling its ever-changing dynamic equilibria, too heavily relying upon the present time segment to understand biogeography?

Riassunto

La biogeografia del benthos attuale del mar Mediterraneo è il risultato dell'interazione di eventi geologici e climatici di portentosa intensità che hanno marcato gli ultimi dieci milioni di anni della storia di questo bacino. In particolare, il bacino è transitato dalle condizioni tropicali del Miocene medio-superiore a quelle temperate e talora decisamente fredde del Quaternario. L'evoluzione geodinamica del bacino ha indotto nello stesso lasso di tempo sostanziali modifiche geografiche, come la chiusura di interconnessioni marine (compresa quella definitiva ad est verso l'Indo-Pacifico), chiusura e apertura di soglie, variazioni nella geometria di terre emerse e sommerse, con ovvie ripercussioni anche oceanografiche e climatiche. La particolarissima evoluzione idrologica culminata nella crisi di salinità messiniana (Miocene terminale) ha comportato la sterilizzazione degli ecosistemi marini stenoeci del bacino. Questo evento implica che i cosiddetti "relitti tetidei" non possano ragionevolmente essere interpretati

come organismi che hanno abitato permanentemente nel Mediterraneo. Il caso della fanerogama marina *Posidonia oceanica* è significativo a questo proposito. Sulla scorta dell'incertezza paleontologica sulla sua esistenza continuativa nel Mediterraneo pre-Quaternario, della sua affinità temperata, e delle vicessitudini climatiche e idrologiche del Mediterraneo neogenico, si considera più probabile che la specie abbia avuto in passato una distribuzione atlantica e che la sua immissione in Mediterraneo sia fenomeno relativamente recente, forse medio-tardo pliocenico o pleistocenico inferiore. Infine, la constatazione che il bacino orientale abbia ospitato durante l'ultimo interglaciale (faune a *Strombus*) e ospiti attualmente elementi tropicali-subtropicali (immigrazioni lessepsiane), suggerisce l'introduzione del concetto di "Bacino Godot". Il Godot è un bacino potenzialmente ad alta ricezione biologica segregato all'interno di un bacino maggiore (nel nostro caso specifico il Mediterraneo). La sua capacità di essere colonizzato è tuttavia più virtuale che reale, salvo sporadici casi dovuti ad eventi idrologici eccezionali sia naturali che antropici.

Acknowledgments

This article is an outgrowth of a part of my invited presentation at the 30th Congress of the S.I.B.M. (Italian Marine Biology Society), held in Numana on June 2001; I wish to express my warmest thanks to M.C. Gambi and G. Relini for their kind invitation to present the talk; to A. Spagnolo for editorial work. The paper benefited of stimulating conversations over the years with many colleagues among which C. Corselli (Messinian salinity crisis), M. Oliverio (Lessepsian migration and Godot basins), S. Raffi (Plio-Pleistocene Mediterranean ecostratigraphy), M. Roveri (Late Messinian environments) and G.B. Vai (historical geology and paleobiogeography). I. Di Geronimo and G.B. Vai are gratefully acknowledged for their critical comments that helped to improve the paper. English language revised by J. Hall-Spencer. This is IGM scientific contribution n.1295.

References

AIMONE S., FERRERO MORTARA E. (1983) – Malacofaune plioceniche di Cossato e Candelo (Biellese, Italia NW). *Boll. Mus. Reg. Sci. Nat.*, **1**: 279-328.

ALOISI J.C., MONACO A., THOMMERET J., THOMMERET Y. (1975) – Evolution paléogéographique du plateau contiental languedocien dans le cadre du golfe du Lyon. Analyse comparée des données sismiques, sédimentologiques et radiométriques concernant le Quaternaire recent. *Rev. Géogr. phys. Géol. dynam.*, **17**: 13-22.

ALLOUC J. (1987) – Les palèocommunautés profondes sur fond rocheux du Pléistocène méditerranéen. Description et essai d'interprétation paléeocologique. *Geobios*, **20**: 241-263.

BARASH A., DANIN Z. (1972) – The Indo-Pacific species of Mollusca in the Mediterranean and notes on a collection from the Suez Canal. *Isr. J. Zool.*, **21**: 301-374.

BASSO D. (1996) – Fossil and living Corallinaceans related to the Mediteranean endemic species *Lithophyllum racemus* (Lamarck) Foslie. *Facies*, **35**: 275-292.

BEN MOUSSA A., BREBION Ph., LAURIAT-RAGE A., DEMARCQ G. (1988) – Interet paleobiologique des mollusques messiniens de Melilla (NE Maroc). *Rev. Paleobiol.*, **7**: 335-358.

BENIGNI C., CORSELLI C. (1981) – Paleocomunità a Molluschi bentonici del Pliocene di Volpedo (Alessandria). *Riv. It. Paleont.*, **87**: 637-702.

BENSON R.H. (1976) – Miocene deep-sea ostracodes of the Iberian portal and Balearic Basin. *Mar. Micropaleont.*, **1**: 249-262.

BENSON R.H., EL BIED K.R. (1991) – The Messinian parastratotype at Cuevas del Almanzora, Vera Basin, SE Spain: refutation of the deep-basin, shallow-water hypothesis? *Micropaleontology*, **37**: 289-302.

BERTINI A. (1994) – Messinian-Zanclean vegetation and climate in north-central Italy. *Hist. Biol*.

BIJU-DUVAL B., DERCOURT J., LE PICHON X. (1977) – From the Tethys Ocean to the Mediterranean seas: a plate tectonic model of the evolution of the western Alpine system. In: Biju-Duval B., Montadert L. (eds), *Structural History of the Mediterranean Basins, International Symposium,* Editions Technip, Paris: 143-164.

BLANC P-L. (2000) – Of sills and straits: a quantitative assessment of the Messinian Salinity Crisis. *Deep-Sea Res.*, I **47**: 1429-1460.

BOCCALETTI M., CIARANFI N., COSENTINO D., DEIANA G., GELATI R., LENTINI F., MASSARI F., MORATTI G., PESCATORE T., RICCI-LUCCHI F., TORTORICI L. (1990) – Palinspastic restoration and paleogeographic reconstruction of the peri-Tyrrhenian area during the Neogene. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.*, **77**: 41-50.

BONADUCE G., SGARRELLA F. (1999) – Paleoecological interpretation of the latest Messinian sediments from southern Sicily. *Mem. Soc. Geol. It.*, **54**: 83-91.

BOUCHET P., TAVIANI M. (1992a) - The Mediterranean deep-sea fauna: pseudopulations of Atlantic species? *Deep-Sea Res.,* **39**: 169-184.

BOUCHET P., TAVIANI M. (1992b) - La colonizzazione dei bacini a soglia. Il caso del Mar Mediterraneo. *Lav. Soc. Malacol. It.,* Parma, **24**: 120-130.

BOUDOURESQUE C.F., BRIAND F., NOLAN C. (eds) (1993) – Introduced species in European coastal waters. *European Commission, Ecosystems Research Report*, **8**: 111 pp.

BRASIER M.D. (1975) – An outline of seagrass communities. *Palaeontology*, **18**: 681-702.

BREBION P., LAURIAT-RAGE A., PAJAUD D., POUYET S., ROMAN J. (1978) – Les faunes pliocénes des environs d'Aguilas (provinces d'Almeria et de Murcia, Espagne méridionale). *Bull. Mus. natnl. Hist. natur., Paris,* 3e sér., **511**: 55-76.

BUSSON G. (1990) – Le Messinien de la Mediterranée: vingt ans après. *Géologie de la France*, **3-4**: 3-58.

BUZZURRO G., GREPPI E. (1996) – I Molluschi lessepsiani di Tasucu (Turchia Meridionale). *La Conchiglia*, **278** (Suppl.): 3-22.

CARRASCO F., DONOZO J.M.G., LINARES D., RODRIQUEZ P., SERRANO F. (1979) – Contribucion al conocimiento del limite Mioceno-Plioceno en el dominio Mediterraneo occidental: las seciones de Los Palacios y Canada de Vera (Almeria, Espana). *Estud. Geol*., **35**: 559-567.

CATALANO R. (1979) - Scogliere ed evaporiti messiniane in Sicilia. Modelli genetici ed implicazioni strutturali. *Lavori dell'Istituto di Geologia dell'Università di Palermo*, **18**: 1-21.

CAVELIER C., BUTTERLIN J., CLERMONTE J., COLCHEN M., GUIRAUD R., POISSON A., RICOU L.E. (1993) – Late Burdigalian (18-16.5 Ma). In: Dercourt J., Ricou L.E., Vrielynk B. (eds), *Atlas Tethys Palaeoenvironmental Maps*, Gauthier-Villars, Paris*:* 225-242.

CHEMELLO R., OLIVERIO M. (1995) – A theoretical model for Lessepsian migrations. In: Guerra A., Rolan E., Rocha F. (eds), *Abstracts 12th International Malacological Congress Vigo*, *Instituto de Investigaciones Marinas (CSIC),* Vigo, Spain: 159-160.

CITA M.B. (1973) – Mediterranean evaporite: paleontological arguments for a deep-basin desiccation model. *Messinian events in the Mediterranean, Koniklijke Nederlandse Akademie van Wetenshappen*, Amsterdam: 206-228.

CITA M.B., CORSELLI C. (1993). Messiniano: vent'anni dopo. *Mem Soc. Geol. It.*, **49**: 145-164.

CITA M.B., McKENZIE J.A. (1986) – The terminal Miocene event. *A.G.U., Mesozoic and Cenozoic Oceans, Geodynamics Series*, **15**: 123-140.

COMBOURIEU-NEBOUT N. (1993) – Vegetation response to Upper Pliocene glacial/interglacial cyclicity in the Central Mediterranean. *Quat. Res.*, **40**: 228-236.

COMBOURIEU-NEBOUT N., FAUQUETTE S., QUEZEL P. (2000) – What was the late Pliocene Mediterranean climate like: a preliminary quantification from vegetation. *Bull. Soc. géol. Fr.*, **171**: 271-277.

COMBOURIEU-NEBOUT N., SEMAH F., DJUBIANTONO T. (1990) - The Plio-Pleistocene boundary: magnetostratigraphic and climatic information from a detailed analysis of the Vrica stratotype (Crotone, Italy). *Paleoanthropology Annuals 1990*: 113-116.

CORSELLI C. (2001) – Change and diversity: the Mediterranean deep corals from the Miocene to the Present. In: Faranda F.M., Gugliemo L., Spezie G. (eds), *Mediterranean Ecosystems: Structures and Processes,* Springer-Verlag Italia: 361-366.

CORSELLI C., CREMASCHI M., VIOLANTI D. (1985) – Il canyon messiniano di Malnate (Varese); pedogenesi tardomiocenica ed ingressione marina pliocenica al margine meridionale delle Alpi. *Riv. It. Paleont. Strat*., **91**: 259-286.

D'ATRI A., PIAZZA M. (1990) – Facies a Corallinacee del Pliocene di Masserano (Biellese). Mus. Reg. Sc. Nat. Torino, *Atti 4⁰ Simp. Ecol. Paleocol. Comun. Bent.,* Sorrento 1998: 729-743

DAI PRA G., STEARNS C.E. (1977) – Sul Tirreniano di Taranto. Datazioni su coralli con il metodo del Th^{230}/U^{234}. *Geol. Romana*, **16**: 231-242.

DERCOURT J., RICOU L.E., VRIELYNCK B. (eds) (1993) – *Atlas Tethys Palaeoenvironmental Maps.* Gauthier-Villars, Paris: 307 pp.

DERCOURT J., GAETANI M., VRIELYNCK B., BARRIER E., BIJU-DUVAL B., BRUNET M.F., CADET J.P., CRASQUIN S., SANDULESCU M. (eds) (2000) – *Peri-Tethys Atlas. Palaeogeographic Maps.* CCGM-CGMW, Paris.

DI GERONIMO I. (1984) – Livelli a *Posidonia* nel Pleistocene inferiore della Sicilia. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac, Olivier J. (eds), *International Workshop Posidonia oceanica Beds*, *GIS Posidonie publications*, **1**: 15-21.

DI GERONIMO I. (1990) – Biogeografia dello zoobenthos del Mediterraneo: origine e problematiche. *Oebalia,* Suppl., **16**: 31-49.

DI GERONIMO I., LA PERNA R. (1996) – *Bathyspinula excisa* (Philippi, 1844) (Bivalvia, Protobranchia): a witness of the Pio-Quaternary history of the deep Mediterranean benthos. *Riv. It. Paleont. Strat*., **102**: 105-118.

DI GERONIMO I., LA PERNA R. (1997a) – *Homalopoma emulum* (Seguenza, 1876), a bathyal cold stenothermic gastropod in the Mediterranean Pleistocene. *Geobios*, **30**: 215-223.

DI GERONIMO I., LA PERNA R. (1997b) – Pleistocene bathyal molluscan assemblages from southern Italy. *Riv. It. Paleont. Strat.*, **103**: 389-426.

EKMAN S. (1953) – The Mediterranean-Atlantic fauna and the Sarmatic fauna. *Zoogeography of the Sea,* Chapter **5**: 81-99.

ESTEBAN M. (1980) – Significance of the Upper Miocene reefs of the Western Mediterranean. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.*, **29**: 169-188.

FREDJ G. (1974) - Stockage et exploitation des données en ecologie marine. C. Considérations biogéographiques sur le peuplement benthique de la Méditerranée. *Mem. Inst. Océanogr.* **7**: 88 p.

FREDJ G., LAUBIER L. (1985) – The deep Mediterranean benthos. In: Moraitou-Apostopoulou M., Kiortsis V. (eds), *Mediterranean Marine Ecosystems, NATO Conference Series*, Plenum Press, New York-London, **8**: 109-145.

FRITEL P.H. (1909) – Sur l'attribution au genre *Posidonia* de quelques Caulinites du basin de Paris. *Bull. Soc. géol. Fr*., **9**: 380-385.

GALIL B.S. (1993) – Lessepsian migration-Biological invasion of the Mediterranean. In: Boudouresque C.F. *et al.* (eds), *European Commission, Ecosystems Research Report*, **8**: 63-66.

GELABERT B., SABAT F., PEREA-RODRIGUEZ A. (2002) – A new proposal for the late Cenozoic geodynamic evolution of the western Mediterranean. *Terra Nova*, **14**: 93-100.

GIACCONE G. (1991) – Biogeografia di alghe brune e tettonica a zolle. *Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat.*, Catania, **337**: 65-86.

GIACCONE G., DI MARTINO V. (1997) – Vegetazione marina relitta in Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit*., **4**: 388-392.

GIGNOUX M. (1913) – Les formations marines pliocènes et quaternaries de l'Italie du Sud et de la Sicile. *Ann. Univ. Lyon*, n.s.1, **36**: 1-693.

GRECCHI G. (1978) – Problems connected with the recorded occurrence of some molluscs of Indo-Pacific affinity in the Pliocene of the Mediterranean area. *Riv. It. Paleont.*, **84**: 797-812.

HARTOG C. Den (1970) – The Sea-grasses of the World. *North-Holland Publishing Company,* Amsterdam: 265 pp.

HSÜ K.J. (1986) – Unresolved problem concerning the Messinian salinity crisis. *Giorn. Geol.*, ser. 3ª, **47** (1985): 203-212.

HSÜ K.J., MONTADERT L., BERNOUILLI D., CITA M.B., ERICKSON A., GARRISON R.E., KIDD R.B., MELIERES F., MÜLLER C., WRIGHT R. (1977) – History of the Mediterranean salinity crisis. *Nature,* **267** (5610): 399-403.

IACCARINO S., CASTRADORI D., CITA M.B., DI STEFANO E., GABOARDI S., McKENZIE J.A., SPEZZAFERRI S., SPROVIERI R. (1999) – The Miocene-Pliocene boundary and the significance of the earliest Pliocene flooding in the Mediterranean. *Mem. Soc. Geol. It.*, **54**: 109-131.

JONES C.C. (1984) – Messinian refugia: evidence of some Venerinae bivalves. *Int. Coll. On Mediterranean Neogene Marine Megafaunal Palaeoenvironments and Biostratigraphy, Ann. Geol. Pays Hellen.*, **32**: 69-77.

KASTENS K. (1992) – Did glacio-eustatic sea level drop trigger the Messinian salinity crisis? New evidence from Ocean Drilling Program Site 654 in the Tyrrhenian sea. *Paleoceanography*, **7**: 333-356.

KASTENS K., MASCLE J. (1990) – The geologic evolution of the Tyrrhenian sea: an introduction to the scientific results of ODP Leg 107. In: Kastens K., Mascle J. *et al*. (eds), *Proceedings of the Ocean Drilling Program, Scientific Results*, **107**: 3-26.

KRIJGSMAN W., HILGEN F.J., MARABINI S., VAI G.B. (1999) – New paleomagnetic and cyclostratigraphic age constraints on the Messinian of the Northern Apennines (Vena del Gesso Basin, Italy). *Mem. Soc. Geol. It.*, **54**: 25-33.

LE RENARD J., SABELLI B., TAVIANI M. (1996) – On *Candinia* (Sacoglossa: Juliidae), a new fossil genus of bivalved gastropods. *J. Paleont.*, **70**: 230-235.

LÜNING K. (1990) – *Seaweeds*. Wiley & Sons, New York: 527 pp.

MALATESTA A., ZARLENGA F. (1988) – Northern guests in the Pleistocene Mediterranean sea. *Geol. Romana*, **25** (1986): 91-154.

MARASTI C., RAFFI S. (1980) – Exinction of Polysiringian bivalves in the Mediterranean Pliocene. *Università degli Studi di Parma, Volume dedicato a Sergio Venzo*, Grafiche STEP, Parma: 107-115.

MARS P. (1958) – Les faunes malacologiques quaternaries "froides" du Méditerranée. Le gisement du Cap de Creus. *Vie Milieu,* **9**: 293-309.

MARTINELL J. (1995) – Les mollusques de la Méditerranée occidentale depuis 5 millions d'années. *La Méditerranée: variabilités climatiques, environment et biodiversité*: 110-112.

MEULENKAMP J.E., SISSINGH W., CALVO J.P., DAAMS R., LONDEIX L., CAHUZAC B., STUDENCKA B., KOVAC M., MARUNTEANU M., NAGYMAROSY A., POPOV S.V., SCHERBA I.G., ROGER J., PLATEL J-P., HIRSCH F., SADEK A., ABDEL-GAWAD G.I., YAICH C., BOUAZIZ S. (2000a) – 20. Early Burdigalian (20.5-19 Ma). In: Dercourt J. *et al.* (eds), *Peri-Tethys Atlas. Palaeogeographic Maps,* CCGM-CGMW, Paris: 169-186.

MEULENKAMP J.E., SISSINGH W., CALVO J.P., DAAMS R., LONDEIX L., CAHUZAC B., KOVAC M., MARUNTEANU M., NAGYMAROSY A., GONTSHAROVA I.A., KHONKARIAN S.O., SCHERBA I.G., ROGER J., PLATEL J-P., HIRSCH F., SADEK A., ABDEL-GAWAD G.I., YAICH C., BOUAZIZ S., HOOYBERGHS H.J. (2000b) – 21. Early Langhian (16.4-15.5 Ma). In: Dercourt J. *et al.* (eds), *Peri-Tethys Atlas. Palaeogeographic Maps,* CCGM-CGMW, Paris: 187-193.

MEULENKAMP J.E., SISSINGH W., CALVO J.P., DAAMS R., LONDEIX L., CAHUZAC B., KOVAC M., MARUNTEANU M., ILYNIA L.B., KHONKARIAN S.O., SCHERBA I.G., ROGER J., PLATEL J-P., HIRSCH F., SADEK A., ABDEL-GAWAD G.I., YEDDI R.S., YAICH C., BOUAZIZ S. (2000c) – 22. Late Tortonian (8.4-7.2 Ma). In: Dercourt J. *et al.* (eds), *Peri-Tethys Atlas. Palaeogeographic Maps,* CCGM-CGMW, Paris: 195-201.

MEULENKAMP J.E., SISSINGH W., CALVO J.P., DAAMS R., LONDEIX L., CAHUZAC B., KOVAC M., MARUNTEANU M., NEVESSKAYA L.A., PARAMONOVA N.P., KHONKARIAN S.O., SCHERBA I.G., ROGER J., PLATEL J-P., HIRSCH F., SADEK A., ABDEL-GAWAD G.I., DAMAK-DERBEL F., KAMOUN Y., ZAGHIB-TURKI D., BOUAZIZ S., YAICH C. (2000d) – 23. Piacenzian/Gelasian (3.4-1.8 Ma). In: Dercourt J. *et al.* (eds), *Peri-Tethys Atlas. Palaeogeographic Maps,* CCGM-CGMW, Paris: 203-208.

MONEGATTI P., RAINIERI G. (1987). Osservazioni paleoecologiche sulla sezione pliocenica di Rio Stramonte (Piacenza). *Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat.*, Catania, **20**: 287-308.

MONTENAT C., BIZON G., BIZON J.J., CARBONNEL G., MULLER C., RENEVILLE J. de (1976) – Continuité ou discontinuité de sédimentation marine Mio-Pliocène en Méditerranée Occidentale, l'example du basin de Vera (Espagne Meridionale). *Rev. Inst. Franc. Pétr.*, **31**: 613-663.

MÜLLER D.W., HSÜ K.J. (1987) – Event stratigraphy and paleoceanography in the Fortuna basin (southeast Spain): a scenario for the Messinian salinity crisis. *Paleoceanography*, **2**: 679-686.

OLIVERIO M. (1995) – The status of the living Mediterranean *Strombus,* or: what is a Lessepsian migrant? *Not. CISMA*, **16** (1994): 35-40.

ORSZAG-SPERBER F., BUTTERLIN J., CLERMONTE J., COLCHEN M., GUIRAUD R., POISSON A., RICOU L.E. (1993) – In: Dercourt J., Ricou L.E., Vrielynk B. (eds), *Atlas Tethys Palaeoenvironmental Maps*, Gauthier-Villars, Paris: 243-257.

ORSZAG-SPERBER F., ROUCHY J.M. (1979) – Le Miocène terminal et le Pliocène au sud de Chypre. V. *Séminaire internationale sur le Messinien (Chypre). Livret-guide de l'excursion,* UNESCO-IUGS: 60 pp.

PAVIA G. (1975) – I molluschi del Pliocene inferiore di Monteu Roero (Alba, Italia NW). *Boll. Soc. Paleontol. It.*, **14**: 99-175.
PEDLEY H.M., GRASSO M. (1994a) – A model for the Late Miocene reef-Tripolaceous associations of Sicily and its relevance to aberrant coral growth-forms and reduced biological diversity within the Palaeomediterranean. *Géol. Méd.*, **21**: 109-121.
PEDLEY H.M., GRASSO M. (1994b) – Upper Miocene peri-Tyrrhenian reefs in the Calabrian Arc: sedimentological tectonic and palaeogeographic implications. *Géol. Méd.*,, **21**: 123-136.
PÉRÈS J.M. (1967) – The Mediterranean benthos. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, **5**: 449-533.
PÉRÈS J.P. (1989) – History of the Mediterranean biota and the colonization of the depths. In: Por F.D. (ed), *The Legacy of Tethys*, *Monographiae Biologicae*, **63**: 198-232.
PÉRÈS J.M., PICARD J. (1960) – Origine, distribution et modifications recentes du peuplement de la Mer Méditerranée. *Rec. Tr. Stat. Mar. Endoume,* **3**: 29-33.
PÉRÈS J.M., PICARD J. (1964) – Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Rec. Tr. Stat. Mar. Endoume Bull.*, **14**: 120 pp.
POMAR L. (1991) – Reef geometries, erosion surfaces and high-frequency sea-level changes, upper Miocene Reef Complex, Mallorca, Spain. *Sedimentology*, **38**: 243-269.
PONDER W.F. (1989) – Mediterranean Cingulopsidae: a relict Eastern Tethyan fauna (Gastropoda: Cinguopsidae). *Boll. Malacologico*, **25**: 85-90.
POR F.D. (1975) – Pleistocene pulsation and preadaptation of biotas in Mediterranean Seas: consequences for Lessepsian migration. *Syst. Zool.*, **24**: 72-78.
POR F.D. (1978) – *Lessepsian migration-the influx of Red Sea biota into the Mediterranean by way of the Suez Canal.* Springer, Berlin: 228 pp.
POR F.D. (1990) – Lessepsian migration. An appraisal and new data. *Bull. Inst. océanograph.,* (S.N.) **7**: 1-10.
POR F.D., DIMENTMAN C. (1985) – Continuity of Messinian biota in the Mediterranean basin. In: Stanley D.J., Wezel F-C. (eds), *Geologic Evolution of the Mediterranean Basin*, Springer-Verlag: 545-556.
POR F.D., DIMENTMAN C. (1989) – The legacy of Tethys. An aquatic biogeography of the Levant. *Monographiae Biologicae*, Kluwer, Dordrecht, **63**: 214 pp.
RAFFI S. (1986) – The significance of marine boreal molluscs in the Early Pleistocene faunas of the Mediterranean area. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol*., **52**: 267-289.
RAFFI S., MARASTI C. (1982) – The Mediterranean bioprovince from the Pliocene to the Recent: observations and hypotheses based on the evolution of the taxonomic diversity of molluscs. In: Montanaro-Gallitelli (ed), *Palaeontology, Essential of Historical Geology*, STEM Mucchi, Modena: 151-177.
RAFFI S., MONEGATTI P. (1993) – Bivalve taxonomic diversity throughout the Italian Pliocene as a tool for climatic-oceanographic and stratigraphic inferences. *Ciencias da Terra (UNL),* **12**: 45-50.
RAFFI S., STANLEY S., MARASTI R. (1985) – Biogeographic patterns and Plio-Pleistocene extinction of Bivalvia in the Mediterranean and southern North Sea. *Paleobiology*, **11**: 368-388.
RAFFI S., TAVIANI M. (1984) – An outline of the late Tertiary to Recent history of the Mediterranean deep-sea mollusks faunas. *Int. Coll. On Mediterranean Neogene Marine Megafaunal Palaeoenvironments and Biostratigraphy, Ann. Geol. Pays Hellen.*, **32**: 257-261.
RIBERA M.A. (1993) – Les macrophytes marins introduits en Méditerranée: biogeography. In: Boudouresque C.F. *et al.* (eds), *European Commission, Ecosystems Research Report*, **8**: 37-43.
ROBBA E. (1986) – The final occlusion of Tethys: its bearing on Mediterranean benthic molluscs. *Proc. Intl. Symp. On Shallow Tethys 2*, Wagga Wagga, 15-17 September 1986, Rotterdam: 405-426.
RÖGL F. (1998) – Paleogeographic considerations for Mediterranean and Paratethys seaways (Oligocene to Miocene). *Ann. Naturhist. Mus. Wien*, **99 A**: 279-310.
RÖGL F. (1999) – Mediterranean and Paratethys palaeogeography during the Oligocene and Miocene. In: Agusti L. *et al.* (eds), *Hominoid evolution and climatic change in Europe, 1. The evolution of Neogene terrestrial ecosystems in Europe,* Cambridge University Press, Cambridge: 8-22.
RÖGL F., STEININGER F.F. (1983) – Vom Zerfall der Tethys zu Mediterran und Paratethys. *Ann. Naturhist. Mus. Wien*, **85 A**: 135-163.

ROGER S., MUNCH Ph., CORNÈE J.J., SAINT MARTIN J.P., FERAUD G., PESTREA S., CONESA G., BEN MOUSSA A. (2000) – $^{40}Ar/^{39}Ar$ dating of the pre-evaporitic Messinian marine sequences of the Melilla basin (Morocco): a proposal for some biosedimentary events as isochrons around the Alboran Sea. *Earth Planet. Sci. Lett.,* **179**: 101-113.

ROUCHY J.M., ORSZAG-SPERBER F., BLANC-VALLERON M.-M., PIERRE C., RIVIERE M., COMBOURIEU-NEBOUT N., PNAYIDES I. (2001) – Paleoenvironmental changes at the Messinian-Pliocene boundary in the eastern Mediteranean (southern Cyprus basins): significance of the Messinian Lago-Mare. *Sedim. Geol.*, **145**: 93-117.

ROSSO A., DI GERONIMO I. (1997) – Deep-Sea Pleistocene Bryozoa of Southern Italy. *Geobios*, **30**: 303-307.

RUGGIERI G. (1967) – The Miocene and later evolution of the Mediterranean sea. In: Adams C.G., Ager D.V. (eds), *Aspects of Tethyan Biogeography, Systematic Association Publication,* **7**: 283-290.

RUGGIERI G. (1987) – La trasgressione dell'Emiliano (Pleistocene inferiore) e il significato dei "risuscitati pliocenici". *Giorn. Geol.*, ser. 3ª, **49**: 23-30.

RUGGIERI G., CHIAPPETTA G., CORTE O. (1982) – Gasteropodi della famiglia Terebridae nel Pleistocene italiano. *Natural. Sicil.*, ser. 4ª, **6**: 49-58.

RUGGIERI G.F., RIO D., SPROVIERI R. (1984) – Remarks on the chronostratigraphic classification of the Lower Pleistocene. *Boll. Soc. Geol. Ital.*, **103**: 251-259.

RUGGIERI G.F., SELLI R. (1949) – Il Pliocene e Postpliocene dell'Emilia. *Giorn. Geol*., **20**: 1-14.

RUGGIERI G.F., SPROVIERI R. (1977) – A revision of Italian Pleistocene stratigraphy. *Geol. Rom.,* **16**: 131-139.

RUSSO G.F., TAVIANI M., FRESI E., TAVIANI N. (1989) – *Posidonia oceanica* associated gastropod assemblage from the upper Quaternary of the island of Ischia (Naples, Italy): an exercise in palaeobathymetric reconstruction. In: Boudouresque C.-F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. (eds), *International Workshop on Posidonia beds, GIS Posidonie*: 189-197.

SABELLI B., TAVIANI M. (1984) – The paleobiogeographic distribution of the Mediterranean benthic mollusks and the Messinian salinity crisis or where did the mollusks go? *Int. Coll. On Mediterranean Neogene Marine Megafaunal Palaeoenvironments and Biostratigraphy, Ann. Geol. Pays Hellen.*, **32**: 263-269.

SARTORI R. (1989) – Evoluzione neogenico-recente del bacino tirrenico e suoi rapporti con la geologia delle aree circostanti. *Giorn. Geol.*, ser. 3ª, **51**: 1-30.

SELLI R. (1967) – The Plio-Pleistocene boundary in Italian marine sections and its relationship to continental stratigraphies. *Progr. Oceanogr.,* **4**: 67-86.

SHACKLETON N.J., BERGER A., PELTIER W.R. (1990) – An alternative astronomical calibration of the lower Pleistocene timescale based on ODP Site 677. *Roy. Soc. Edinburgh Trans., Earth Sci.,* **81**: 251-261.

SILVA C.M. da, LANDAU B., MARTINELL J. (2000) – The genus *Solariella* (Mollusca, Archaeogastropoda) from the Pliocene of Valle de Freixo, Portugal: palaeobiogeographic and palaeoclimatic implications. *Contr. Tert. Quatern. Geol*., **37**: 57-65.

SNEL E., MARUNTEANU M., MEULENKAMP J.E. (2001) - Late Miocene-Early Pliocene marine connections between the Atlantic/Mediterranean and the Paratethys. *2nd EEDEN Workshop, Sabadell 2001, Abstract Book*: 69 pp.

SONNENFELD P. (1974) – The Upper Miocene evaporite basins in the Mediterranean region. A study in paleoceanography. *Geol. Rundsch.*, **63**: 1133-1172.

SORBINI L. (1988) – Biogeography and climatology of Pliocene and Messinian fossil fish of eastern-central Italy. *Boll. Mus. Civ. St. Nat. Verona*, **14**: 1-85.

SPROVIERI R. (1986) – Paleotemperature changes and speciation among benthic Foraminifera in the Mediterranean Pliocene. *Boll. Soc. Paleont. IT*., **24**: 13-21.

STEININGER F.F., RÖGL F., NEVESSKAJA L.A. (1985) – Sediment Distribution Maps for selected Time Intervals through the Neogene. *Neogene of the Mediterranean Tethys and Paratethys,* Vienna: 91-102.

STOCKMANS F. (1932) – *Posidonia perforata* Saporta et Marion des marnes de Gelinden (Paléocéne). *Bull. Mus. Roy. Sci. natur. Belgique*, **8**: 1-9.

STURANI C. (1976) – Messinian facies in the Piedmont basin. *Mem. Soc. Geol. It.*, **16**: 11-25.

SUC J.-P. (1984) – Origin and evolution of the Mediterranean vegetation and climate in Europe. *Nature*, **307** (5950): 429-432.

SUC J.-P., CLAUZON G., BESSEDIK M;, LEROY S., ZHENG Z., DRIVALIARI A., ROIRON P., AMBERT P., MARTINELL J., DOMENECH R., MATIAS I., JULIA R., ANGLADA R. (1992) – Neogene and Lower Pleistocene in Southern France and Northeastern Spain. Mediterranean environments and climate. *Cah. Micropaléontol., n. s.,* **7**: 165-186.

TABANELLI C. (1993) – Osservazioni ed ipotesi sulle malacofaune plioceniche della Romagna. *Quad. Studi Nat. Romagna*, **2**: 1-20.

TAVIANI M. (2001) – Fluid venting and associated processes. In: Vai G.B., Martini I.P. (eds), *Anatomy of an Orogen: the Apennines and Adjacent Mediterranean Basins*, Kluwer Academic Publishers: 351-366.

TAVIANI M., BOUCHET P., METIVIER B., FONTUGNE M., DELIBRIAS G. (1991) – Intermediate steps of southwards faunal shifts testified by last glacial submerged thanatocoenoses in the Atlantic Ocean. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.*, **86**: 331-338.

TAVIANI M., SABELLI B. (1984) – The paleogeographic distribution of the Mediterranean benthic mollusks and the Messinian salinity crisis or where did the mollusks go? *Int. Colloq. on Mediterranean Neogene Marine Megafaunal Palaeoenvironments and Biostratigraphy, Ann. Geol. Pays Hellen.,* **32**: 263-269.

TZEDAKIS P.C., ANDRIEU V., DE BEAULIEU J-L.; CROWHURST S., FOLLIERI M., HOOGHIEMSTRA H., MAGRI D., REILLE M., SADORI L., SHACKLETON N.J., WIJMSTRA T.A. (1997) – Comparison of terrestrial and marine records of changing climate of the last 500,000 years. *Earth Planet. Sci. Lett.,* **150**: 171-176.

VAI G.B. (1989) – A field trip guide to the Romagna Apennine geology. The Lamone valley. *Boll. Soc. Paleont. Ital*., **28**: 343-367.

VAI G.B., MARTINI P. (eds) (2001) – *Anatomy of an Orogen: the Apennines and Adjacent Mediterranean Basins*, Kluwer Academic Publishers: 632 pp.

VANNEY J.-R., GENNESSEAUX M. (1985) – Mediterranean seafloor features: overview and assessment. In: Stanley D.J., Wezel F.C. (eds.), *Geologic Evolution of the Mediterranean Basin*, Springer-Verlag, New York: 3-32.

VERGNAUD-GRAZZINI C. (1985) – Mediterranean Late Cenozoic stable isotope record: stratigraphic and paleoclimatic implications. In: Stanley D.J., Wezel F.C. (eds), *Geologic Evolution of the Mediterranean Basin*, Springer-Verlag, New York: 413-451.

WATTS A.B., PLATT J.P., BUHL P. (1993) – Tectonic evolution of the Alboran Sea basin. *Bas. Res.,* **5**: 153-177.

ZIBROWIUS H. (1980) – Les Scléractiniaires de la Méditerranée et de l'Atlantique Nord-occidental. *Mém. Inst. Océanogr.*, Monaco, **11**: 284 pp.

ZIBROWIUS H. (1991) – Ongoing modification of the Mediterranean marine fauna and flora by the establishment of exotic species. *Mesogée*, **51**: 83-107.

ZIBROWIUS H., HOVE A. ten (1987) - *Neovermilia falcigera* (Roule, 1898) a deep- and cold-water serpulid polychaete common in the Mediterranean Plio-Pleistocene. *Biol. Soc. Wash. Bull*., **7**: 259-271.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 464-469

L. Camilli[1], A. Castelli[2], C. Lardicci[1], F. Maltagliati[1,2]

[1] Dipartimento di Scienze dell'Uomo e dell'Ambiente, Università di Pisa, Via A. Volta, 6 - 56126 Pisa, Italia.
[2] Dip. di Zool. e Antropol. Biol., Università di Sassari, C.so M. di Savoia, 15 - 07100 Sassari, Italia.

DIVERGENZA GENETICA E MORFOLOGICA DI DUE POPOLAZIONI DI *PERINEREIS CULTRIFERA* (GRÜBE, 1840) (POLYCHAETA: NEREIDIDAE) DELL'ISOLA D'ELBA

MORPHOLOGICAL AND GENETIC DIVERGENCE IN TWO POPULATIONS OF PERINEREIS CULTRIFERA *(GRÜBE, 1840) (POLYCHAETA: NEREIDIDAE) FROM ELBA ISLAND*

Abstract

Differentiation between two populations the polychaete nereidid Perinereis cultrifera *(Grübe, 1840) collected in a brackish-water habitat and in an adjacent marine site at Elba Island (Italy) was assessed by morphological (number of paragnaths on the zones of the pharynx) and genetic (allozymes) approaches. Mean number of paragnaths differed significantly in different zones by t-test ($P < 0.05$). Electrophoretic analysis of 22 allozyme loci revealed high levels of both within- and between-sample genetic heterogeneity, with a large number of private alleles. A general deficit of heterozygotes accounted for deviations from the Hardy-Weinberg equilibrium. Nei's genetic distance ($D = 0.185 \pm 0.018$) and the mean value of the coancestry coefficient ($\theta = 0.381 \pm 0.123$, $P < 0.001$ by permutation test) indicated considerable genetic divergence between the two populations that can be assigned to sibling species.*

Key-words*: polychaetes, genetic diversity, morphological variation, allozymes, habitat type.*

Introduzione

Per lungo tempo la classificazione tassonomica degli organismi marini si è basata su informazioni inerenti i caratteri fenotipici e sulla distribuzione geografica degli organismi. Di conseguenza molti organismi morfologicamente simili ma evolutivamente e filogeneticamente distinti sono stati erroneamente considerati come appartenenti alla medesima morfospecie. Recenti studi genetici su vertebrati e invertebrati di ambienti salmastri ad ampia distribuzione geografica hanno rivelato modelli di diversità genetica comuni, con la presenza di popolazioni che presentano alti livelli di differenziazione genetica, riconducibili fino al livello di sibling species (Cognetti e Maltagliati, 2000). La struttura genetica degli organismi di ambienti salmastri può essere dovuta alla presenza di fattori ecologici e demografici, così come a differenze nei livelli di tolleranza fisiologica, che non sono necessariamente concordanti con le differenze morfologiche, se presenti, o con la classificazione tassonomica basata sui caratteri morfologici (e.g. Maltagliati *et al.*, 2000).

Il polichete *Perinereis cultrifera* (Grübe, 1840) vive nel piano mesolitorale del Mediterraneo, lungo le coste atlantiche europee ed anche nel Canale della Manica (Fauvel, 1923). È in grado di vivere sia su substrato roccioso che fangoso, in habitat marini ed anche salmastri, dove la salinità non scende al di sotto dei 20-25 PSU. Differenze nel periodo e nelle modalità riproduttive sono state osservate tra varie località (Marcel, 1962; Cazaux, 1965; Scaps *et al.*, 1992; Cassai e Prevedelli, 1998). Dato che non sono stati registrati stadi larvali a lunga vita pelagica (Cassai e Prevedelli, 1998), si presume che il potenziale per la dispersione della specie sia limitato. Comunque,

nonostante la riproduzione nelle popolazioni del Mediterraneo sia stata descritta come atoca (Marcel, 1962), sono state osservate forme epitoche (Zghal e Ben Amor, 1989; Cassai e Prevedelli, 1998; Scaps *et al.*, 2000) che potrebbero incrementare il tasso di dispersione della specie.

Gli obiettivi del presente lavoro sono: 1) studiare la variabilità morfologica; 2) analizzare i livelli di strutturazione genetica a piccola scala spaziale, in relazione al tipo di habitat.

Materiali e metodi

I campioni di *P. cultrifera* sono stati raccolti manualmente in un biotopo salmastro dell'Isola d'Elba: La Salina (43 individui) e in un sito marino distante circa 2 km, Le Grotte del Paradiso (45 individui) (42°48'N; 10°18'E). Nella Salina gli individui sono stati raccolti setacciando il fango mentre nell'altro sito sono stati prelevati dalle fenditure naturali della roccia e dal feltro algale sovrastante. Il prostomio ed i primi 5-6 segmenti sono stati separati dal resto del corpo e fissati in etanolo al 70% con il faringe estroflesso per le analisi morfologiche (conteggio dei paragnati sulle zone del faringe). Il resto del corpo è stato mantenuto a –80°C fino al momento delle analisi genetiche.

Tab. 1 - *Perinereis cultrifera*. Valore medio (*x*), deviazione standard (*DS*) ed intervallo (*I*) del numero dei paragnati per ciascuna zona del faringe e totali. I valori di probabilità (*P*) sono stati ottenuti con il *t*-test. I valori risultati significativi ($\alpha = 0.05$) sono in neretto.

Perinereis cultrifera. *Mean values (x), standard deviations (DS) and ranges (I) of paragnath numbers in the two samples for each zone of pharynx and total. Probability values (P) have been obtained by t-test. Significant values ($\alpha = 0.05$) are in bold.*

		I	III	IIr	III	IVl	IVr	V	VII/ VIII	Totale
campione salmastro	*x*	1.67	8.35	8.40	8.77	14.51	14.00	2.72	33.42	91.84
	DS	0.52	1.59	1.31	1.56	2.57	2.79	0.63	4.00	6.64
	I	1-3	5-14	6-12	4-13	9-22	9-25	1-3	18-36	76-107
campione marino	*x*	1.84	9.29	9.38	6.56	14.89	14.89	3.00	34.42	94.27
	DS	1.51	1.77	1.60	1.20	2.97	2.25	0.00	1.48	8.32
	I	1-11	6-13	6-14	4-9	9-25	11-21	3-3	29-37	80-120
P		0.479	**0.022**	**0.010**	**0.000**	0.105	0.525	**0.006**	0.128	0.133

Per l'estrazione degli enzimi e l'elettroforesi su acetato di cellulosa sono state seguite le procedure di Richardson *et al.* (1986) apportando leggere modifiche. I loci analizzati nel presente studio sono elencati in Tab. 1.

Risultati

L'istogramma della distribuzione dei paragnati è all'incirca unimodale (dati non riportati). Il numero dei paragnati differisce in maniera significativa al *t*-test nelle zone IIl, IIr, III e V del faringe, nei due gruppi di individui (Tab. 1). La rappresentazione

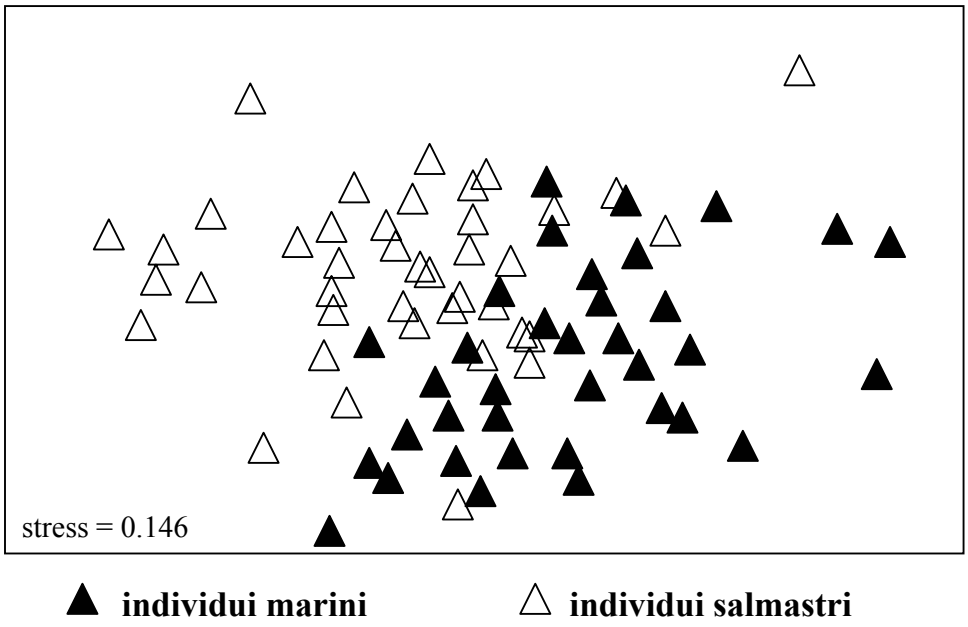


Fig. 1 - *Perinereis cultrifera*. Multidimensional scaling delle distanze di Manhattan calcolate sul numero dei paragnati delle zone del faringe risultate significative al *t*-test. Il valore relativamente basso dello stress (< 0.2) indica la bontà della rapprentazione grafica.

Perinereis cultrifera*. Multidimensional scaling of Manhattan distances calculated from the number of paragnaths on pharynx zones significant by t-test. The relatively low values of stress (< 0.2) indicate reliability of the graphic representation.*

multidimensional scaling ottenuta dalla matrice di distanza calcolata sulla base dei descrittori morfologici, evidenzia la divergenza tra le due popolazioni (Fig. 1).

I 17 sistemi enzimatici saggiati (Tab. 2) hanno rivelato la presenza di 22 loci genici, di cui ben 21 sono risultati poliallelici in almeno una popolazione. Venti loci sono risultati poliallelici nella popolazione salmastra (P_{99}= 91%) e 16 in quella marina (P_{99}= 73%). Applicando il *multiple probability test* e l'aggiustamento sequenziale di Bonferroni, sono stati rilevati 13/36 discostamenti significativi dall'equilibrio di Hardy-Weinberg. Il *t*-test tra i due valori dell'eterozigosità osservata (trasformati in arcsen$\sqrt{x}$), non è risultato significativo (P=0.415). La divergenza genetica tra le due popolazioni è dovuta principalmente alla presenza di numerosi alleli privati, di cui due manifestano

una frequenza >0.1 nella popolazione di ambiente salmastro e cinque in quella marina. Inoltre la divergenza genetica è ulteriormente evidenziata dall'inversione dell'allele più comune per i loci *ALDO*, *GPI*, *PGM*, e *PPP*. Dall'applicazione della *F*-statistica di Weir e Cockerham (1984) risulta: $f = 0{,}489 \pm 0{,}067$ e $\theta = 0{,}381 \pm 0{,}123$. Entrambi i valori sono significativamente diversi da zero al test di permutazione ($P < 0{,}001$), evidenziando una sostanziale eterogeneità genetica rispettivamente all'interno e tra le

Tab. 2 - *Perinereis cultrifera*. Sistemi enzimatici saggiati con l'elettroforesi degli alloenzimi e *loci* putativi.
Perinereis cultrifera. *Enzymatic systems analysed by allozyme electophoresis and presumptive* loci.

ENZIMA	ABBREVIAZIONE	CODICE	LOCI
Aldolasi	ALDO	E.C. 4.1.2.13	*ALDO*
Aldeide oxidasi	AO	E.C. 1.2.3.1	*AO*
Diaforasi	DDH	E.C. 1.8.1.4	*DDH*
Formaldeide deidrogenasi	FDH	E.C. 1.2.1.1	*FDH*
Gly-leu peptidasi	GLP	E.C. 3.4.*.*	*GLP*
Glicerofosfato deidrogenasi	GPD	E.C. 1.1.1.8	*GPD-1; GPD-2*
Glucosio-6-fosfato isomerasi	GPI	E.C. 5.3.1.9	*GPI*
Esochinasi	HK	E.C. 2.7.1.1	*HK-1; HK-2*
Lattato deidrogenasi	LDH	E.C. 1.1.1.27	*LDH-1; LDH-2*
Leu-tyr peptidasi	LTP	E.C. 3.4.*.*	*LTP*
Malato deidrogenasi	MDH	E.C. 1.1.1.37	*MDH-1;MDH-2*
Enzima malico	ME	E.C. 1.1.1.40	*ME*
Fosfoglucoso deidrogenasi	PGD	E.C. 1.1.1.44	*PGD*
Fosfogluco mutasi	PGM	E.C. 5.4.2.2	*PGM*
Phe-pro peptidasi	PPP	E.C. 3.4.*.*	*PPP*
Trioso fosfato isomerasi	TPI	E.C. 5.3.1.1	*TPI-1; TPI-2*
Xantina deidrogenasi	XDH	E.C. 1.2.1.37	*XDH*

popolazioni. La distanza genetica di Nei (1978) calcolata tra le due popolazioni è pari a $D = 0{,}185 \pm 0{,}018$.

Discussione e conclusioni

Sebbene il numero dei paragnati non possa essere considerato un carattere tassonomico, esso risulta comunque uno strumento di separazione di gruppi locali di individui di *P. cultrifera* (vedi anche Scaps *et al.*, 2000). Il numero dei paragnati nelle zone del faringe ed il loro totale è risultato sostanzialmente più basso rispetto alla popolazione mediterranea analizzata da Scaps *et al.* (2000) e comparabile con i valori ottenuti per la popolazione della Manica, analizzate dagli stessi autori.

La presenza di differenze morfologiche, così come la presenza di alleli privati e l'inversione dell'allele più comune a quattro loci nei due gruppi di individui confermano la marcata divergenza tra le due popolazioni. La struttura di popolazione di *P. cultrifera* nell'area di studio è perciò caratterizzata da due unità chiaramente separate. Tra i policheti livelli simili di divergenza genetica sono stati osservati tra due sibling marine di *Syllis gracilis*: $D=0{,}159$ e $\theta=0{,}674$ ($P<0{,}001$) (Maltagliati *et al.*, 2000), mentre le distanze genetiche tra popolazioni marine e salmastre di *S. gracilis* sono risultate sostanzialmente più alte ($0{,}799<D<0{,}833$) rispetto a quella stimata per *P. cultrifera* ($D=0{,}185$). Secondo Thorpe e Solé-Cava (1994) valori di distanza genetica $D<0{,}11$ indicherebbero conspecificità, mentre valori $D>0{,}22$ corrisponderebbero a differenziazione a livello interspecifico, con la presenza di una "zona grigia" tra i due valori. La distanza genetica rilevata tra le due popolazioni di *P. cultrifera* dell'Isola d'Elba cade proprio tra i due valori di riferimento. Tuttavia, il valore del coefficiente θ calcolato nel nostro studio indica che i due gruppi di individui analizzati potrebbero essere riproduttivamente isolati e appartenenti a specie diverse. Inoltre, dati i livelli di differenziamento genetico trovati nel presente lavoro a piccola scala spaziale e quelli rilevati da Scaps *et al.* (2000) tra una popolazione della costa algerina ed una della Manica si può ritenere che, nella vasta area di distribuzione, "*P. cultrifera* (Grube, 1840)" sia rappresentata da un complesso di specie.

Due possibili spiegazioni alternative possono essere avanzate. Primo, l'assenza di flusso genico dovuto al ristretto potenziale di dispersione della specie ed alla presenza di barriere (presenti o passate) che potrebbero avere causato isolamento riproduttivo tra le due popolazioni avrebbero permesso divergenza microallopatrica attraverso deriva genetica. Secondo, ammettendo la presenza di flusso genico tra i due siti, la divergenza potrebbe essere spiegata dal modello di "divergenza con flusso genico" (Rice e Horstert, 1993). Secondo questo modello l'isolamento riproduttivo avverrebbe per pleiotropia quando le popolazioni sono sottoposte a forte pressione selettiva divergente su caratteri multipli. È stato dimostrato che l'isolamento prezigotico può svilupparsi quando gli habitat sono differenti, quando la selezione è forte ed esercita il suo effetto su più fattori, quando non esistono popolazioni negli habitat intermedi e quindi non sono presenti genotipi intermedi (Rice e Salt, 1990). I differenti regimi selettivi che risultano da differenze nelle caratteristiche biotiche e abiotiche nei due biotopi dell'Isola d'Elba potrebbero spiegare la presenza di sibling, anche in presenza di flusso genico tra i due siti. Inoltre, la presenza di sottostrutturazione genetica all'interno di ciascun gruppo suggerisce che il reclutamento localizzato potrebbe giocare un ruolo importante nel creare la sottostrutturazione genetica delle popolazioni su scala microgeografica.

Summary

Differentiation between two samples of the polychaete nereidid *Perinereis cultrifera* (Grübe, 1840) collected in a brackish-water habitat and in an adjacent marine site at Elba Island (Italy) was assessed by morphological (number of paragnaths on the zones of the pharynx) and genetic (allozymes) approaches. Mean number of paragnaths differed significantly in zones III, IIr, III and V by t-test ($P<0.05$). Multidimensional scaling performed on Manhattan distances separated the individuals in two groups with a narrow zone of juxtaposition. Electrophoretic analysis of 22 allozyme loci revealed high levels of both within- and between-sample genetic heterogeneity, with a large number of private alleles. A general deficit of heterozygotes accounted for deviations from the Hardy-Weinberg equilibrium. Nei's genetic distance ($D=0.185\pm0.018$) and the mean value

of the coancestry coefficient ($\theta = 0.381 \pm 0.123$, $P < 0.001$ by permutation test) indicated considerable genetic divergence between the two samples. We concluded that the two groups can be assigned to sibling species. The observed divergence between the two samples may result from absence of gene flow and subsequent microallopatric differentiation through genetic drift, or, assuming migration between populations of the two sites, the model of divergence with gene flow may be compatible with this system.

Bibliografia

CASSAI C., PREVEDELLI D. (1998) - Reproductive effort, fecundity and energy allocation in two species of the genus *Perinereis* (Polychaeta: Nereididae). *Invert. Repr. Develop.,* **34**: 125–131.

CAZAUX C. (1965) - Evolution de *Perinereis cultrifera* (Grübe) au cours d'un cycle annuel à Arcachon. *Proc.-verb. Soc. Linn. Bordeaux*, **101**: 1–18.

COGNETTI G., MALTAGLIATI F. (2000) - Biodiversity and adaptive mechanisms in brackish water fauna. *Mar. Pollut. Bull.*, **40**: 7–14.

FAUVEL P. (1923) - Polychètes errantes. In: P. Lechevalier (ed), *Faune de France*, Paris, **5**: 1–488.

MALTAGLIATI F., PERU A.P., CASU M., ROSSI F., LARDICCI C., CURINI-GALLETTI M., CASTELLI A. (2000) - Is *Syllis gracilis* (Polychaeta: Syllidae) a species complex? An allozyme perspective. *Mar. Biol.*, **136**: 871–879.

MARCEL R. (1962) - Cycle annuel de *Perinereis cultrifera* Grübe (Annélide Polychète) à Alger. *Mém. Soc. Sci. Nat Mathém. Cherbourg*, **49**: 39–54.

NEI M. (1978) - Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. *Genetics*, **89**: 583–590.

RICE W.R., HOSTERT E.E. (1993) - Laboratory experiments on speciation: what have we learned in 40 years? *Evolution*, **47**: 1637–1653.

RICE W.R., SALT G.W. (1990) - The evolution of reproductive isolation as a correlated character under sympatric conditions: experimental evidence. *Evolution*, **44**: 1140–1152.

RICHARDSON B.J., BAVERSTOCK P.R., ADAMS M. (1986) - *Allozyme Electrophoresis: a Handbook for Animal Systematics and Population Studies*. San Diego, Academic Press.

SCAPS P., RETIERE C., DESROSIERS G., MIRON G. (1992) - Dynamique d'une population de *Perinereis cultrifera* (Grübe) de la côte nord Bretagne. *Cah. Biol. Mar.*, **33**: 477–494.

SCAPS P., ROUABAH A., LEPRETRE A. (2000) - Morphological and biochemical evidence that *Perinereis cultrifera* (Polychaeta: Nereididae) is a complex of species. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **80**: 735–736.

THORPE J.P., SOLÉ-CAVA A.M. (1994) - The use of allozyme electrophoresis in invertebrate systematics. *Zool. Scri.*, **23**: 3–18.

ZGHAL F., BEN AMOR Z. (1989) - Sur la présence en Méditerranée de la race épitoque de *Perinereis cultrifera* (Polychète). *Arch. Inst. Pasteur Tunis*, **66**: 293–301.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 470-478

F. Maltagliati*

Dipartimento di Zoologia e Antropologia Biologica, Corso Margherita di Savoia, 15 - 07100 Sassari, Italia.

DIVERSITÀ GENETICA DI *APHANIUS FASCIATUS* (TELEOSTEI, CYPRINODONTIDAE) IN BIOTOPI SALMASTRI SARDO-CORSI: FATTORI STORICI E IMPLICAZIONI PER LA CONSERVAZIONE

GENETIC DIVERSITY OF APHANIUS FASCIATUS *(TELEOSTEI, CYPRINODONTIDAE) FROM SARDINIAN AND CORSICAN BRACKISH-WATER BIOTOPES: HISTORICAL FACTORS AND IMPLICATIONS FOR CONSERVATION*

Abstract

Samples of the endangered Mediterranean toothcarp, Aphanius fasciatus *(Cyprinodontidae), from 14 Sardinian and six Corsican brackish-water biotopes were examined for variation at 13 polymorphic allozyme loci. A hierarchical genetic structure consistent with geographical distribution of populations was detected. Factors such as hydrogeological dynamics determined historical changes in colonisation events and directionality of gene flow. Operational conservation units (OCUs) corresponding to the superpopulation level within zones are proposed.*

Key-words*: Mediterranean toothcarp, genetic variation, allozymes, colonisation, Corsican-Sardinian region.*

Introduzione

La distribuzione della diversità genetica sia all'interno delle popolazioni che tra di esse è uno dei temi centrali per la comprensione dei meccanismi microevolutivi e, in definitiva, per la speciazione. La distribuzione geografica della diversità genetica attualmente osservabile ha avuto origine da eventi avvenuti nel Pleistocene (Hewitt, 2000). Ad esempio, l'alternanza dei periodi glaciali ed interglaciali ha determinato variazioni considerevoli del livello del mare che hanno avuto i loro effetti maggiori sui popolamenti della fascia costiera.

La specie presa in considerazione nel presente lavoro è *Aphanius fasciatus* Nardo, 1827, un ciprinodontide eurialino (LT_{max}=7-8 cm) distribuito nell'intera area Mediterranea, fatta eccezione delle parti più orientali e quelle più occidentali, dove è sostituito rispettivamente da *A. dispar* e *A. iberus* (Bianco, 1995). In Sardegna *A. fasciatus* è presente nella maggior parte dei biotopi salmastri costieri, mentre in Corsica viene rilevato soprattutto negli stagni della costa orientale. La distribuzione attuale della specie e la sua struttura genetica sono determinate principalmente da: 1) fattori attuali, come il flusso genico e le interazioni con l'ambiente fisico e biologico e 2) fattori storici, come la dinamica idrogeologica delle coste e gli eventi passati di colonizzazione. Alla distribuzione discontinua di *A. fasciatus*, dovuta alla frammentazione naturale dell'habitat, corrisponde un elevato grado di diversità genetica tra le popolazioni, dovuta al limitato flusso genico tra di esse (Maltagliati, 1998a, 1998b, 1999).

A. fasciatus rappresenta l'unico ciprinodontide autoctono italiano il cui interesse conservazionistico è derivato principalmente dall'osservazione del declino e talvolta della scomparsa di alcune popolazioni. Ciò è avvenuto a causa dell'alterazione e della

(*) Indirizzo attuale: Dipartimento di Scienze dell'Uomo e dell'Ambiente, Via A. Volta, 6 - 56126 Pisa, Italia.

distruzione dell'habitat per l'eccessiva antropizzazione degli ambienti salmastri ed all'introduzione di competitori alloctoni, come ad esempio *Gambusia affinis* (Poeciliidae). *A. fasciatus* è stato inserito negli elenchi della Convenzione di Berna (Allegati II e III) (Council of Europe, 2000) e nella Direttiva Habitat 92/43/CEE (Allegato II) (Council of Europe, 1992). Inoltre è stato recentemente inserito nella Lista Rossa delle specie in pericolo dell'Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (*I.U.C.N.*), dove è stato qualificato "*DD*" (*data deficient*), vale a dire una specie per la quale l'informazione disponibile non è sufficiente per fornire una valutazione diretta o indiretta sul suo stato di conservazione (Baillie e Groombridge, 1996).

Lo scopo del presente lavoro è stato quello di studiare la diversità genetica di popolazioni di *A. fasciatus* della Sardegna e della Corsica, al fine di individuare "Unità di Conservazione Operative" (OCUs, *Operational Conservation Units*) e di fornire elementi necessari per l'impostazione di una corretta gestione della specie e dei biotopi in cui essa vive. Sono stati fatti altresì tentativi di ricostruzione dei fattori storici che hanno determinato l'attuale struttura genetica delle popolazioni di *A. fasciatus* nel complesso sardo-corso.

Materiali e metodi

Sono stati campionati almeno 60 individui in ciascuno dei venti bacini salmastri riportati in Fig. 1. I metodi di analisi elettroforetica ed i marcatori genetici utilizzati nel presente lavoro (Tab. 1) sono descritti in maniera dettagliata in precedenti lavori (Maltagliati, 1998a, 1998c).

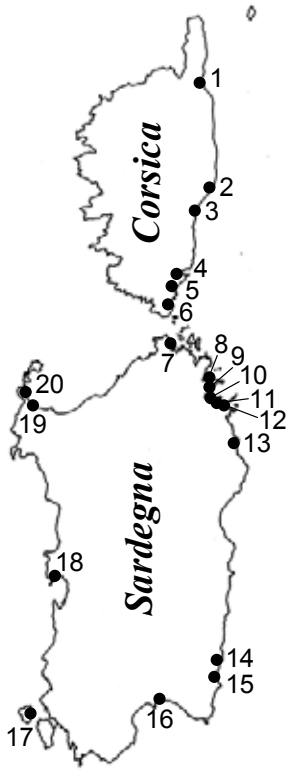


Fig. 1 - *A. fasciatus*. Bacini salmastri in cui sono stati effettuati i campionamenti. 1: Étang de Biguglia (BIG); 2: Étang de Urbino (URB); 3: Étang de Palo (PAL); 4: Saline di Porto Vecchio (PVE); 5: Étang de Santa Giulia (SGI); 6: Étang de Balistra (BAL); 7: Stagno di Porto Pozzo (PPO); 8: Stagno di Raza 'e Juncu (RAZ); 9: Golfo Aranci - Stagno di Bados (GAR); 10: Golfo di Olbia - stagni di Baia del Sole (OLB); 11: Stagno di Porto Taverna (PTA); 12: Stagno di Cala Gilgolu (GIL); 13: Stagno Longu (SLO); 14: Stagno di Muravera (MUR); 15: Stagno di Colostrai (COL); 16: Stagno di Quartu (QUA); 17: Isola di S. Pietro - Saline di Carloforte (CAR); 18: Stagno di Mistras (MIS); 19: Stagno di Casaraccio (CAS); 20: Stagno di Pilo (PIL).

A. fasciatus. *Location of sampling sites (for headings see above legend).*

Tab. 1 - *A. fasciatus*. Marcatori genetici alloenzimatici utilizzati nel presente lavoro.
A. fasciatus. *Allozymic genetic markers used in the present study.*

Locus	Enzima	Codice
FBP	fruttoso bifosfatasi	EC 3.1.3.11
GDH-2	glucoso deidrogenasi	EC 1.1.1.47
GPD-1, GPD-2	glicerolo-3-fosfato deidrogenasi	EC 1.1.1.8
G6PDH-1, G6PDH-2	glucoso-6-fosfato deidrogenasi	EC 1.1.1.49
GPI-1, GPI-2	glucoso-6-fosfato isomerasi	EC 5.3.1.9
LDH-3	L-lattato deidrogenasi	EC 1.1.1.27
ME-2, ME-3	enzima malico	EC 1.1.1.40
MPI	mannoso-6-fosfato isomerasi	EC 5.3.1.8
PGM	fosfogluco mutasi	EC 5.4.2.2

Sono stati calcolati i principali estimatori di variabilità genetica intrapopolazionale: il numero medio di alleli (A), la percentuale dei loci polimorfici secondo il criterio dello 0.95 (P_{95}), l'eterozigosità osservata e attesa (rispettivamente H_o e H_a). È stato valutato l'equilibrio di HW per ciascun locus e popolazione utilizzando un test esatto basato su procedure di permutazione (Louis e Dempster, 1987). Ai test multipli è stata applicata la correzione sequenziale di Bonferroni per evitare l'errore di tipo I (Hochberg, 1988). Le distanze genetiche tra le popolazioni sono state stimate mediante l'indice di distanza genetica di Nei (1978), il cui errore standard è stato ottenuto applicando il "jackknifing" sui loci. Sulla base della matrice delle distanze genetiche è stato ottenuto un albero UPGMA di consenso utilizzando 10000 repliche "bootstrap". Per ripartire la variabilità genetica interpopolazionale rilevata nei vari raggruppamenti geografici è stata applicata la F-statistica di Weir e Cockerham (1984) gerarchizzata in tre livelli: "località", "zona" e "regione". Le "zone" sono state individuate in accordo con i raggruppamenti geografici ottenuti mediante l'analisi UPGMA. Le analisi statistiche sono state effettuate utilizzando i programmi PHYLIP (Felsenstein, 1993) e GDA (Lewis e Zaykin, 2001).

Risultati

Nelle 20 popolazioni di *A. fasciatus* analizzate non sono stati rilevati alleli diversi rispetto a quelli individuati in studi precedenti (Maltagliati, 1998a, 1998b, 1998c, 1999). Le frequenze alleliche sono disponibili su richiesta all'autore. I 165 test di probabilità basati su procedure di permutazione per la verifica dell'equilibrio di HW hanno fornito un solo caso di significatività (*LDH-3* nella popolazione dello stagno di Biguglia, Corsica), che, comunque, è risultato non significativo dopo la correzione sequenziale di Bonferroni.

Le stime di variabilità genetica intrapopolazionale sono riportate in Tab. 2. Il valore medio di F_{IS} ($=0.069\pm0.011$, $P>0.05$) indica l'assenza di inbreeding nelle popolazioni di *A. fasciatus*. L'intervallo entro cui rientrano i valori delle distanze genetiche ($0.000<D<0.318$) è caratteristico di popolazioni conspecifiche. L'albero UPGMA ha fornito quattro chiari raggruppamenti più un insieme di popolazioni tra loro geneticamente poco distanti, ma non riunite in un cluster vero e proprio (insieme II in Fig. 2). La maggior parte dei nodi dell'albero sono sostenuti da valori "bootstrap" maggiori di 50.

Da notare che il "raggruppamento" II è caratterizzato, invece, da valori "bootstrap" relativamente bassi (Fig. 2). I valori della *F*-statistica gerarchizzata indicano come sia presente marcata eterogeneità genetica a tutti i livelli, tranne che per "regione" entro il totale (Tab. 3).

Tab. 2 - *A. fasciatus*. Principali parametri della variabilità genetica (± errore standard) delle popolazioni analizzate. Dimensione media del campione per *locus* (*N*); numero medio di alleli per *locus* (*A*); percentuale dei *loci* polimorfici (P_{95}); eterozigosità osservata (H_o); eterozigosità attesa (H_a). Vedi la Fig. 1 per le abbreviazioni delle popolazioni.

A. fasciatus. *Measures of within-population genetic variability (± standard error). Mean sample size per* locus *(N); mean number of alleles per* locus *(A); percentage of* loci *polymorphic (P_{95}); observed heterozygosity (H_o); expected heterozygosity (H_a). See Fig. 1 for population abbreviations.*

Popolaz.	*N*	*A*	P_{95}	H_o	H_a
1 BIG	57.3±0.9	1.69±0.13	69.2	0.153±0.041	0.178±0.050
2 URB	52.4±2.7	1.77±0.12	69.2	0.212±0.044	0.228±0.048
3 PAL	56.1±1.7	1.69±0.13	61.5	0.236±0.056	0.245±0.057
4 PVE	58.6±0.9	1.69±0.13	61.5	0.180±0.049	0.185±0.052
5 SGI	56.2±1.5	1.69±0.13	53.9	0.192±0.054	0.212±0.062
6 BAL	55.0±1.9	1.69±0.13	46.2	0.165±0.057	0.159±0.055
7 PPO	58.5±0.6	1.77±0.12	61.5	0.224±0.058	0.245±0.063
8 RAZ	50.5±2.1	1.85±0.10	38.5	0.163±0.051	0.180±0.058
9 GAR	47.4±2.6	2.00±0.11	76.9	0.276±0.057	0.303±0.059
10 OLB	53.2±1.7	2.08±0.08	69.2	0.282±0.051	0.298±0.055
11 PTA	54.3±2.9	1.85±0.15	61.5	0.163±0.045	0.181±0.051
12 GIL	47.8±3.3	1.77±0.17	61.5	0.198±0.053	0.202±0.053
13 SLO	55.4±1.8	1.85±0.10	76.9	0.194±0.038	0.202±0.041
14 MUR	56.1±1.5	1.54±0.14	53.9	0.138±0.044	0.148±0.051
15 COL	59.4±0.4	1.62±0.14	38.5	0.159±0.056	0.174±0.062
16 QUA	58.2±0.9	1.62±0.18	53.9	0.144±0.045	0.150±0.049
17 CAR	58.1±0.8	1.69±0.17	53.9	0.210±0.057	0.225±0.062
18 MIS	51.2±2.5	1.69±0.13	38.5	0.103±0.038	0.116±0.042
19 CAS	60.9±0.8	1.38±0.14	30.8	0.066±0.028	0.077±0.034
20 PIL	50.2±3.1	1.54±0.14	38.5	0.107±0.039	0.117±0.043

Discussione e conclusioni

Variabilità genetica all'interno delle popolazioni

Considerando esclusivamente i *loci* poliallelici, le stime di variabilità genetica rilevate nelle popolazioni sardo-corse di *A. fasciatus* (Tab. 2) sono dello stesso ordine di grandezza rispetto a quelle rilevate in altre popolazioni (Maltagliati, 1998a, 1998b, 1999). Il risultato più importante che riguarda la variabilità genetica intra-popolazione è l'equilibrio di HW presente in tutte le popolazioni ed in tutti i *loci* analizzati. Ciò conferma, in primo luogo, la validità dei marcatori genetici utilizzati, che possono essere considerati neutrali, cioè marcatori per i quali l'effetto della selezione naturale è trascurabile. Dal punto di vista biologico, invece, tale risultato suggerisce che le popolazioni di *A. fasciatus* sono stabili ed in equilibrio "deriva genetica-mutazione".

L'equilibrio di HW, unitamente al valore medio di F_{IS}, che è risultato non significativamente diverso da zero, suggeriscono l'assenza di fenomeni di inbreeding nelle popolazioni di *A. fasciatus*. Ciò può derivare dal fatto che le popolazioni sono demograficamente numerose e l'elevata mobilità degli individui all'interno dei singoli bacini salmastri favorisce gli scambi genetici.

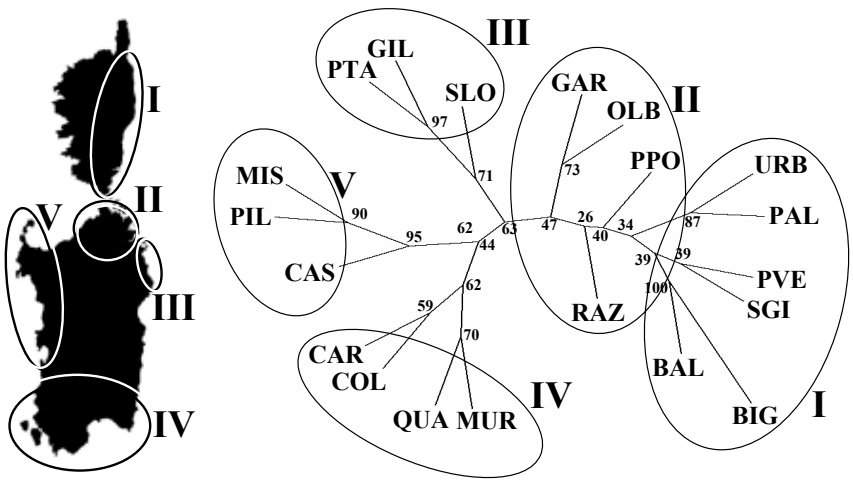


Fig. 2 - *A. fasciatus*. Albero UPGMA delle distanze genetiche di Nei (1978). La robustezza dei nodi dell'albero è stata verificata mediante "bootstrapping" con 10000 repliche. I cinque raggruppamenti individuati con l'analisi UPGMA corrispondono alle cinque aree geografiche. Vedi la Fig. 1 per le abbreviazioni delle popolazioni.

A. fasciatus. *UPGMA tree of Nei's (1978) genetic distances. Robustness of nodes of the tree was assessed by bootstrapping with 10000 replicates. The five clusters detected by UPGMA analysis are consistent with the geographical distribution of populations. See Fig. 1 for population abbreviations.*

Diversità genetica tra le popolazioni

Nel presente lavoro è confermato a scala infraregionale quanto già rilevato sulla differenziazione genetica in *A. fasciatus* a scala più grande. Le popolazioni risultano infatti geneticamente molto divergenti, come suggeriscono gli elevati valori delle distanze genetiche e di F_{ST}. La tendenza all'isolamento delle popolazioni di *A. fasciatus*, oltre che dalla frammentazione naturale dell'habitat, è favorita dalle caratteristiche biologiche della specie, che è priva di fasi dispersive. Le uova sono infatti lecitotrofiche, sono deposte sulla vegetazione bentonica ove sono fecondate dai maschi. Subito dopo la schiusa i giovani assumono uno stile di vita praticamente identico a quello degli adulti. Un altro fattore che favorisce l'isolamento delle popolazioni di *A. fasciatus* è di tipo comportamentale: gli individui, in condizioni ambientali normali, nonostante la loro elevata mobilità (soprattutto nella stagione calda), mantengono fedeltà al proprio biotopo. Tuttavia, un limitato flusso genico (inferiore ad un migrante per generazione) via mare tra popolazioni adiacenti secondo un modello "stepping-stone" è stato rilevato con metodi indiretti (Maltagliati, 1998a, 1998b). Tale risultato è stato spiegato mediante il possibile intervento di "eventi catastrofici" quali piene eccezionali che possono spingere in mare individui di *A. fasciatus*, oppure marcati fenomeni di

anossia nelle acque dei bacini salmastri che potrebbero forzare gli individui a cercare nuovi ambienti compatibili con la vita.

Aspetti biogeografici

L'analisi della distribuzione spaziale della diversità genetica delle popolazioni sardo-corse ha rivelato un'evidente concordanza tra i rapporti genetici e le distanze geografiche tra le popolazioni analizzate. Alle zone geografiche considerate, cioè la Corsica orientale, la Sardegna nord-orientale, la Sardegna orientale, la Sardegna meridionale e la Sardegna nord-occidentale e occidentale, corrispondono in generale analoghi raggruppamenti di popolazioni individuati dall'analisi genetica (Fig. 2). L'albero delle distanze genetiche mostra inoltre due risultati di difficile interpretazione: 1) il genoclino presente nella Sardegna nord-orientale che separa le popolazioni a nord (GAR, OLB, PPO e RAZ) da quelle a sud dell'Isola di Tavolara (GIL, PTA e SLO); 2) l'insieme II che non è raggruppato in un cluster vero e proprio, nonostante la prossimità geografica delle popolazioni. Il primo risultato potrebbe essere spiegato mediante l'intervento di fattori attuali o, più plausibilmente, storici, quali barriere al flusso genico tra le popolazioni situate a nord e a sud di Tavolara e/o almeno due eventi di colonizzazione differenti che hanno interessato rispettivamente i bacini situati a nord e a sud di Tavolara.

Tab. 3 - *A. fasciatus*. Valori della *F*-statistica di Weir e Cockerham (1984) gerarchizzata in tre livelli (località, zona, regione) per le 20 popolazioni analizzate.

A. fasciatus. *Weir & Cockerham (1984) estimates of 3-level hierarchical F-statistics in the 20 populations analysed.*

X	Y	F_{XY}
località	zona	0.110*
località	regione	0.311*
località	totale	0.315*
zona	regione	0.226*
zona	totale	0.231*
regione	totale	0.006^{ns}

* $P < 0.001$; ^{ns} non significativo ($P > 0.05$)

Un risultato di notevole interesse è stata la distanza genetica relativamente bassa delle sei popolazioni corse rispetto a quelle della Sardegna settentrionale (PPO, RAZ, GAR e OLB). Dall'analisi gerarchizzata dell'F_{ST} è emerso che l'unico caso di non significatività è proprio quello delle due "regioni" entro il totale. Tale risultato può essere interpretato sulla base di fenomeni avvenuti durante le glaciazioni e nei periodi interglaciali. Durante l'ultima glaciazione la linea di costa corrispondeva approssimativamente alla linea batimetrica dei 100-120 m (Rohling *et al*., 1998), quindi il complesso sardo-corso appariva come un'unica isola (Fig. 5a) con le Bocche di Bonifacio emerse. La distanza genetica relativamente bassa presente tra le popolazioni corse e quelle della Sardegna settentrionale potrebbe essere spiegata con eventi di colonizzazione passati comuni a queste due aree geografiche. Essi potrebbero essersi originati plausibilmente da una o più paleo-popolazioni presenti in uno o più bacini salmastri presenti in un'ipotetica area situata ad est dell'attuale Golfo di Olbia (Fig. 3b), dato

che le attuali popolazioni del Golfo di Olbia e del Golfo Aranci sono quelle che possiedono la variabilità genetica più alta (Tab. 2). Da tale paleo-popolazione potrebbe essere avvenuto almeno un evento di colonizzazione verso nord con una modalità "stepping stone" (Fig. 3c). Il tempo trascorso dall'ultima riapertura delle Bocche di Bonifacio, area marina notoriamente caratterizzata da forti correnti che costituiscono una barriera al flusso genico in direzione nord-sud, ad oggi è stato poi sufficiente a generare il differenziamento genetico rilevato tra le popolazioni della Corsica e quelle della Sardegna settentrionale per divergenza in allopatria. L'alternanza dei periodi glaciali ed interglaciali ha variato quindi la direzionalità dei flussi genici di una parte delle popolazioni del complesso sardo-corso contribuendo alla determinazione della struttura genetica attuale ed in particolare al complesso pattern dell'insieme II in Fig. 2. I risultati del presente lavoro non permettono di formulare ipotesi attendibili sugli eventi di colonizzazione delle altre aree del complesso sardo-corso, tantomeno nell'area occidentale delle Bocche di Bonifacio, data l'assenza di *A. fasciatus* lungo la costa occidentale della Corsica.

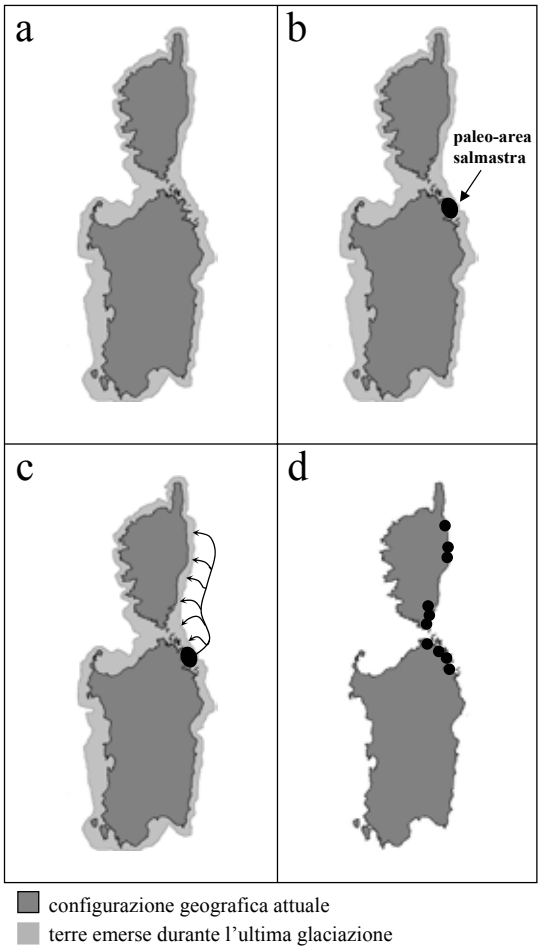


Fig. 3 - *A. fasciatus*. Ipotesi storica di colonizzazione della Corsica orientale e della Sardegna settentrionale. a) complesso sardo-corso durante l'ultima glaciazione; b) ipotetico paleo-bacino o serie di paleo-bacini salmastri ubicati nella zona costiera corrispondente all'attuale Golfo di Olbia; c) principali flussi di colonizzazione dei bacini salmastri in concomitanza dell'innalzamento del livello del mare e della dinamica idrogeologica dei biotopi salmastri; d) distribuzione attuale dei bacini salmastri nell'area considerata.

A. fasciatus. *Possible historical scenario of colonisation of eastern Corsica and northern Sardinia. a) Sardinian-Corsican complex during the last glaciation; b) hypothetical brackish paleo-basin(s) located in a coastal area corresponding to the present Gulf of Olbia; c) colonisation radiation occurred in concomitance with the rising of sea-level and hydrogeological dynamics of brackish-water biotopes; d) present distribution of brackish-water basins in the study area.*

Implicazioni per la conservazione di A. fasciatus

Si è visto che la diversità genetica di *A. fasciatus* è ripartita per la maggior parte nella componente interpopolazionale piuttosto che in quella intrapopolazionale (Maltagliati, 1998a, 1998b, 1999, presente lavoro). Meffe e Vrijenhoek (1988) suggeriscono che le specie così geneticamente strutturate debbano ricevere priorità di conservazione.

Le "Unità Evolutivamente Significative" (ESU, *Evolutionary Significant Unit*) sono state definite "*popolazioni che sono riproduttivamente separate da altre popolazioni e che hanno adattamenti unici o differenti*" (Waples, 1991). Adottando questa definizione di ESU, ogni popolazione di *A. fasciatus* può essere considerata ESU, dato l'elevato confinamento nei singoli bacini salmastri e il flusso genico inferiore ad un migrante per generazione. Per ovvi motivi di ordine pratico, è però improponibile una protezione che prenda in considerazione le singole popolazioni (ciò in realtà può avvenire in casi particolari, come ad esempio per la conservazione di alcuni grandi mammiferi terrestri). Per quanto riguarda *A. fasciatus*, il livello gerarchicamente superiore a quello di "popolazione" è quello di "raggruppamento di popolazioni geneticamente affini presenti in una determinata zona geografica". Questo livello potrebbe essere efficacemente elevato a ruolo di Unità Operativa di Conservazione (OCU, *Operational Conservation Unit*). Pertanto, un modo ragionevole per gestire la specie *A. fasciatus* e l'habitat in cui vive potrebbe essere quello di individuare bacini salmastri "chiave" nell'ambito delle OCU individuate con l'analisi genetica e sottoporli ad adeguate misure di protezione. I risultati del presente lavoro non devono essere considerati esaustivi per la risoluzione dei problemi riguardanti la conservazione di *A. fasciatus*, né tantomeno degli ambienti salmastri sardo-corsi. Essi necessitano l'integrazione con dati sull'ecologia delle singole popolazioni (vedi Crandall *et al*., 2000) ed informazioni su altre specie salmastre.

Summary

Samples of the endangered cyprinodontid fish *Aphanius fasciatus* from 14 Sardinian and 6 Corsican brackish-water biotopes were examined for variation at 13 polymorphic allozyme loci. Estimates of genetic variability were consistent with those of previous studies, with the mean number of alleles per locus $A = 1.38 \pm 0.14$ to 2.08 ± 0.08, percentage of loci polymorphic $P_{95} = 30.8$ to 76.9, observed heterozygosity $H_{obs} = 0.066 \pm 0.028$ to 0.282 ± 0.051 and expected heterozygosity $H_{exp} = 0.077 \pm 0.034$ to 0.303 ± 0.059. Within-population genetic variability, estimated with H_{exp} did not significantly vary across localities by *t*-test on arcsine square root transformed values. A general concordance with Hardy-Weinberg expectations was detected by an exact probability test. An UPGMA tree, based on Nei's genetic distances, showed consistency between genetic relationships and geographical distribution of populations. Hierarchical analysis of *F*-statistics, carried out at three levels (locality, zone, and region) showed significant heterogeneity at all levels, with the exception of regions nested in total. The hydrogeological history and dynamics of the Sardinian-Corsican complex played an important role in determining the present-day genetic structure of the species. In fact, the alternance of glacial and interglacial periods resulted in changes of sea-level, with a corresponding alternance of emersion and immersion of the Strait of Bonifacio. This provoked changes in directionality of gene flow between Corsican and northern Sardinian populations, with a north-south direction during glacial periods and a prevailing west-east direction during the interglacial periods. From a conservation perspective, operational conservation units (OCUs) corresponding to the superpopulation level within zones are proposed.

Ringraziamenti

Desidero ringraziare B.S. Weir ed il suo gruppo di ricerca per avermi invitato a frequentare il "Summer Institute in Statistical Genetics" presso la North Carolina State University (maggio-giugno 2000). Un grosso ringraziamento è altresì dovuto a G. Calvisi, L. Camilli, M. Carcupino, A. Castelli, M. Casu, G. Cognetti, B. Cristo, M. Curini Galletti, A. Floris, P. Francalacci, A. Pinna e G. Vargiu, che, in varia misura, hanno contribuito al miglioramento di questo lavoro durante le campagne di campionamento, nelle attività di laboratorio ed in fase di interpretazione e discussione dei dati.

Bibliografia

BAILLIE J., GROOMBRIDGE B. (1996) - 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. IUCN Publications Service Unit, Cambridge: 368 pp.

BIANCO P.G. (1995) - Mediterranean endemic freshwater fishes of Italy. *Biol. Conserv*., **72**: 159-170.

COUNCIL OF EUROPE (1992) - Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Flora. *Off. J. Eur. Comm., Ser. L*, **206**: 7-50.

COUNCIL OF EUROPE (2000) - *The Bern Convention*. http://www.nature.coe.int/english/cadres/berne.htm (data di accesso: 5/1/2001).

CRANDALL K.A., BININDA-EDMONDS O.R.P., MACE G.M., WAYNE R.K. (2000) - Considering evolutionary processes in conservation biology. *Trends Ecol. Evol.*, **15**: 290-295.

FELSENSTEIN J. (1993) - *PHYLIP* (*Phylogeny Inference Package*), *Version 3.5*. Department of Genetics, University of Washington, Seattle, WA.

HEWITT G.M (2000) - The genetic legacy of the quaternary ice ages. *Nature*, **405**: 907-913.

HOCHBERG Y. (1988) - A sharper Bonferroni procedure for multiple tests of significance. *Biometrika*, **75**: 800-802.

LEWIS P.O., ZAYKIN D. (2001) - Genetic Data Analysis: Computer program for the analysis of allelic data. Version 1.0 (d16b). Free program distributed by the authors over the internet from http://lewis.eeb.uconn.edu/lewishome/software.html.

LOUIS E.J., DEMPSTER E.R. (1987) - An exact test for Hardy-Weinberg and multiple alleles. *Biometrics*, **43**: 805-811.

MALTAGLIATI F. (1998a) - A preliminary investigation of allozyme genetic variation and population geographical structure in *Aphanius fasciatus* from Italian brackish water habitats. *J. Fish Biol.*, **52**: 1130-1140.

MALTAGLIATI F. (1998b) - Does the Mediterranean killifish *Aphanius fasciatus* Nardo (Teleostei: Cyprinodontidae) fit the one-dimensional stepping-stone model of gene flow? *Env. Biol. Fish.*, **53**: 385-392.

MALTAGLIATI F. (1998c) - Allozyme differences between two endangered Mediterranean killifishes, *Aphanius iberus* and *A. fasciatus* (Teleostei: Cyprinodontidae). *Ital. J. Zool.*, **65**: 303-306.

MALTAGLIATI F. (1999) - Genetic divergence in natural populations of the Mediterranean brackish-water killifish *Aphanius fasciatus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **179**: 155-162.

MEFFE G.K., VRIJENHOEK R.C. (1988) - Conservation genetics in the management of desert fishes. *Conserv. Biol.*, **2**: 157-169.

NEI M. (1978) - Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. *Genetics*, **89**: 583-590.

ROHLING E.J., FENTON M., JORISSENT F.J., BERTRAND P., GANSSEN G., CAULET J.P. (1998) - Magnitudes of sea-level lowstands of the past 500,000 years. *Nature*, **394**: 162-165.

WAPLES R.S. (1991) - Pacific salmon, *Oncorhynchus* spp., and the definition of 'species' under the Endangered Species Act. *Mar. Fish. Rev*., **53**: 11-22.

WEIR B.S., COCKERHAM C.C. (1984) - Estimating *F*-statistics for the analysis of population structure. *Evolution*, **38**: 1358-1370.

Il presente lavoro è stato svolto nell'ambito del programma nazionale 1999-2000 cofinanziato dal M.U.R.S.T., intitolato "Biodiversità e disturbo ambientale nelle acque salmastre" e del programma internazionale Interreg II.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 479-483

G. Ceccherelli, L. Piazzi*

Dipartimento di Botanica ed Ecologia Vegetale, Via F. Muroni, 25 - 07100 Sassari, Italia.
*Dipartimento di Scienze dell'Uomo e dell'Ambiente, Via A. Volta, 6 - 56126 Pisa, Italia.

INVASION OF *CAULERPA RACEMOSA* AND *CAULERPA TAXIFOLIA* IN THE MEDITERRANEAN: THE INFLUENCE OF MACROALGAL ASSEMBLAGE COMPLEXITY AND THEIR COMPETITIVE INTERACTION

INVASIONE DI CAULERPA RACEMOSA *E* CAULERPA TAXIFOLIA *IN MEDITERRANEO: EFFETTO DELLA COMPLESSITÀ DEI POPOLAMENTI MACROALGALI AUTOCTONI E DEI LORO RAPPORTI COMPETITIVI*

Abstract

The introduced algae Caulerpa taxifolia *and* Caulerpa racemosa *are both extremely invasive in the Mediterranean. In this study we present experimental evidence identifying characteristics of autochthonous macroalgae that conduct to successful invasion of the two introduced* Caulerpa *species and investigating into the competitive interaction between the two species. Performance of both* C. racemosa *and* C. taxifolia *was strongly enhanced in turf habitat than in encrusting species alone, while the least advantageous habitat was where macroalgal assemblage is left undisturbed* C. racemosa *deeply affected* C. taxifolia *stolon size.*

Key-words: Caulerpa racemosa, Caulerpa taxifolia, *competition, introduced alga, invasion.*

Introduction

Theory predicts that communities rich in species should be less susceptible to invasion by introduced species (Stachowicz *et al.,* 1999). However, experimental data are strongly needed to assess the effect of species richness on invasion success, especially for marine habitats.

The introduced species *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh and *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh are both extremely invasive in the Mediterranean subtidal habitats and they caused deep modifications to benthic communities, mostly related to the decrease in species diversity (Verlaque & Fritayre, 1994; de Villéle & Verlaque, 1995; Bellan-Santini *et al.,* 1996; Ceccherelli & Cinelli, 1997; Piazzi *et al.,* 2001).

In this study we present two manipulative experiments conducted in the field on the two *Caulerpa* exotic species. In fact, the two introduced species have become to co-occur in the Mediterranean for the first time in a restricted area along the Tuscan coast and this offered a unique opportunity to test the same hypotheses on two congeneric introduced species. The experiment 1 had the aim to identify characteristics of Mediterranean macroalgal subtidal assemblages that conduct to successful invasion of the two introduced *Caulerpa* species. With this study we tested the hypothesis that invasiveness of both species increases with decreasing habitat complexity. The experiment 2 had the aim to investigate into the competitive interaction between *C. taxifolia* and *C. racemosa* estimating simultaneously the effect of inter- and intraspecific interaction on each of the two species.

Materials and methods

The study site is located south of Leghorn (43°28'24'' N and 10°19'42'' E) on an exposed shore at a depth of 10 m. The bottom is rocky actually composed of Encrusting Corallinaceae colonised by a photophilous turf-dominated macroalgal assemblage.

For the experiment 1, two areas of macroalgal assemblages of high complexity, approximately 10×10 m in size, were chosen on hard substrate. By manipulation of species presence, three differently structured assemblages were obtained for the experiment: 1) encrusting species by removal of the turf and erect species; 2) turf on encrusting species by removal of erect species; 3) total assemblages composed of encrusting, turf and erect species leaving areas unmanipulated, which served as control. In each area 18 experimental units were established and assigned to the three habitat types. Each unit consisted in a 60×60 cm surface marked at their corners in which 3 fragments of one *Caulerpa* species were anchored in the centred position. Therefore, in July 2000 in each area transplants were performed in three replicates for each treatment by algal species combination. As descriptors of spread potential for both algae, substrate covered by stolons, blade density and colony width were chosen for both *C. taxifolia* and *C. racemosa*.

Data corresponding to the maximum growth (October 2000) were analysed by three-way ANOVAs to determine differences among levels of 'Habitat' (Encrusting, Turf and Total), invading 'Species' (*C. taxifolia* vs. *C. racemosa*) and 'Area' (2 levels).

Experiment 2 consists actually in two experiments: the first was performed to test the effect of intra and interspecific interactions on *C. taxifolia* and the second has tested the same on *C. racemosa*. In both experiments transplant material consisted in fragments of both algae. Each experimental unit was a 20×20 cm surface in which fragments were anchored using plastic covered metal staples. Both experiments were designed such that controls consisted of a chosen density (2 fragments) of one species, which is then contrasted to experimental plots with different densities ($2+2$ and $2+4$ fragments) of that species and with that species in combination with the other one. Hence, each experiment consisted in the following five treatments: 1) 2 fragments of species A (controls), 2) 4 fragments of species A, 3) 6 fragments of species A, 4) 2 fragments of species A and 2 fragments of species B, 5) 2 fragments of species A and 4 fragments of species B. In the first experiment species A is *C. taxifolia* and species B is *C. racemosa*, while in the second experiment species are oppositely assigned. The comparison among treatments 1, 2 and 3 allows to detect the effect of intra-specific interaction density-dependent in each species; the comparison between treatment 1, 4 and 5 allows to detect inter-specific competition of *C. racemosa* and *C. taxifolia*, at balanced and unbalanced initial densities. Three replicates were performed for each treatment.

The experiments were performed from July 1998 until September 1999. The response variable chosen as descriptor of spread potential for the two algae was stolon maximum length that was measured on five sampling dates (July '98, October '98, January '99, April '99, September '99). Data obtained at the latest sampling date (September 1999) were analysed by asymmetrical fixed factorial ANOVAs to determine differences among density treatments (amount of initial fragments and proportion of species).

Results

Overall, in the experiment 1, performance of response variables increased during summer reaching the maximum in October and started to decrease in November 2000

(Fig. 1). The ability of the introduced species to invade the indigenous community was strongly determined by the experimental treatments, especially for *C. racemosa* that shows very different patterns of invasion among habitat types. For example, substrate covered by stolons of this alga was significantly higher on turf species than on encrusting, while the least percent cover was found in total macroalgal assemblages. Blade density of *Caulerpa* species was significantly dependent on habitat type and species identity (Fig. 1). *C. taxifolia* blade density was found higher than for *C. racemosa* in unmanipulated macroalgal assemblages (total), then on encrusting algae. However, in October, significant differences were detected among habitat types for *C. racemosa*. *C. racemosa* colony width was significantly higher than *C. taxifolia* one both on encrusting and in turf habitat, while differences between species were not found on total macroalgal assemblages (Fig. 1). The habitat type seemed to play an important role in regulating species colony size because differences in patterns were found for both species, being the highest on turf and the least on total macroalgal assemblages.

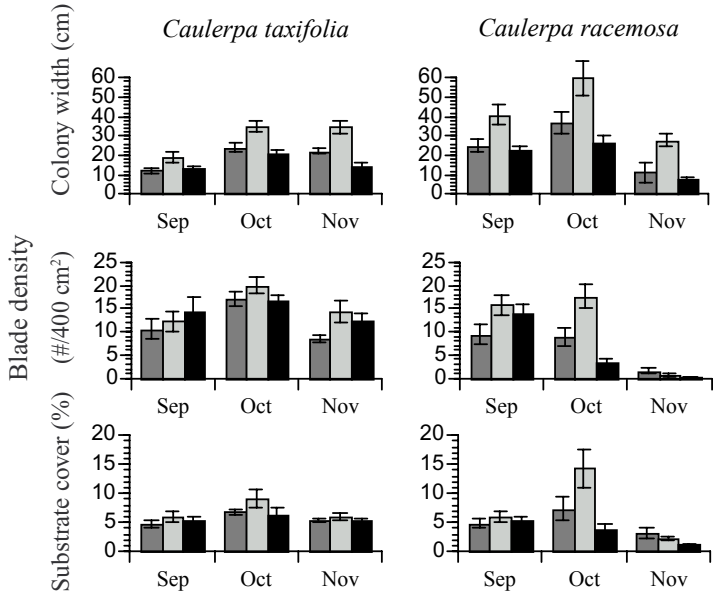


Fig. 1 - Temporal variation of mean (±SE) of percent cover, blade density and patch width of Caulerpa racemosa and Caulerpa taxifolia in assemblages of different macroalgal complexity (n=3).
Variazione temporale della media (±ES) del ricoprimento percentuale, densità delle fronde e larghezza delle chiazze di Caulerpa racemosa e Caulerpa taxifolia nei trattamenti di diversa complessità macroalgale (n=3).

In the experiment 2 *C. racemosa* and *C. taxifolia* showed similar temporal trend in growth but very different size (Fig. 2, note Y axis). *C. taxifolia* stolon length was significantly affected by the addition of fragments (density) even if differently depending on the species added. This result suggests a significant effect of interspecific competition on stolon length of *C. taxifolia* where 4 fragments have been added, since a lower stolon length has been found where *C. racemosa* is present. In the case of 2 fragments

added (2+2 treatments) there was not a significant different effect between species added. Where *C. taxifolia* fragments are added to fragments of the same species, a positive effect of the increase in density has been found indicating a positive intra-specific interaction. Conversely, *C. racemosa* stolon length was found homogeneous among treatments: neither the density nor the species added had a significant effect on stolon size.

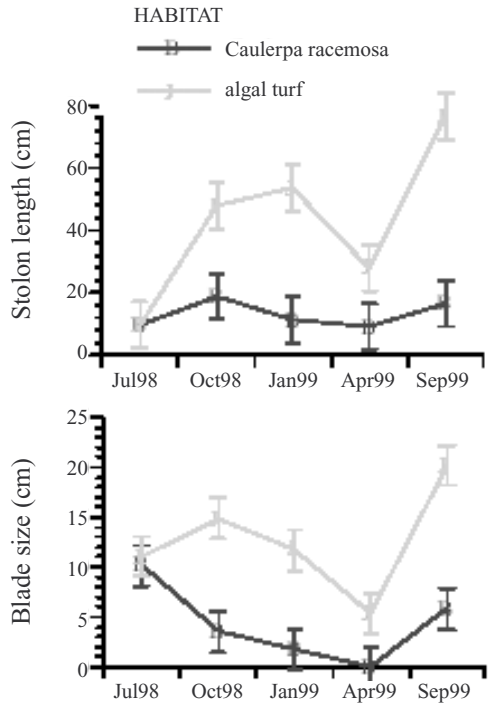


Fig. 2 - Temporal variation of mean (±SE) of Caulerpa racemosa (A) and Caulerpa taxifolia (B) stolon length in treatments of different densities and different species added (n=3).
Variazione temporale della lunghezza media (±ES) dello stolone di Caulerpa racemosa (A) e Caulerpa taxifolia (B) nei trattamenti di diverse densità e specie aggiunte (n=3).

Discussion and conclusions

Performance of both *C. racemosa* and *C. taxifolia* was strongly dependent on habitat type but not directly on the complexity level. Turf habitat was more favourable than encrusting species alone, while the least advantageous one was where macroalgal assemblage is left undisturbed, that is the most structured habitat. However, although patterns of invasion of the two *Caulerpa* were similar, differences in algal performance among habitats were much higher for *C. racemosa* than for *C. taxifolia.*

Overall, in experiment 1 the spread for *C. taxifolia* seemed slower than for *C. racemosa*, given the difference in colony size and stolon cover during the study. The diffe-

rence in patterns between *Caulerpa* species could be due to the different competitive mechanisms involved with the two congeneric species although, they show apparently similar ecology, the variation in competitive ability is surprising.

Significant competitive interactions were detected between the two species with the densities used in experiment 2. In fact, *C. racemosa* deeply affected *C. taxifolia* stolon size. Mechanisms that regulate this interaction still need to be investigated. Direct interactions such as overgrowth, may be involved in competition between algae with similar characteristics. This type of competitive mechanism has been mostly described in nongeniculated Corallinales. Stoloniferous marine species may easily overgrow on other benthic: the interaction between two stoloniferous overgrowing species such as those of this study is likely very affected by the elongation rate of stolons. In fact, due to the rapid growth and ability to form multi-layer mats *C. racemosa* stolons quickly overgrew on stolons of *C. taxifolia*.

Overall, the great resistance opposed to the invaders by the total macroalgal assemblage could be due to the additive effects of resistance by different macroalgal layers. However, experimental manipulation of the presence of these layers and assessment of invader performance allowed resistance to be attributed particularly to each of them and showed that effects were not additive. On the contrary, our data indicated that certain vegetation layers of macroalgae alone, such as turf layer, can facilitate invasion of the introduced species with respect to the most simple habitat (encrusting species alone) or habitat highly rich in species (encrusting+turf+erect).

Riassunto

Le alghe introdotte *Caulerpa taxifolia* e *Caulerpa racemosa* sono entrambe estremamente invasive in Mediterraneo. In questo studio vengono riportati i risultati ottenuti in due esperimenti manipolativi condotti sul campo. Il primo ha identificato le caratteristiche del popolamento macroalgale che favoriscono il successo invasivo da parte delle due specie di *Caulerpa*, il secondo ha studiato l'interazione competitiva tra *C. taxifolia* e *C. racemosa* stimando sia gli effetti della competizione intraspecifica che interspecifica. I risultati ottenuti hanno evidenziato che l'invasione sia di *C. racemosa* che di *C. taxifolia* è fortemente favorita nell'habitat a feltri, piuttosto che su specie incrostanti da sole. L'habitat più resistente all'invasione è quello più strutturato dove anche le specie erette sono presenti. Una interazione competitiva significativa è emersa dal secondo esperimento che ha indicato una migliore abilità competitiva di *C. racemosa* sulla taglia dello stolone di *C. taxifolia*.

References

BELLAN-SANTINI D., ARNAUD P.M., BELLAN G., VERLAQUE M. (1996) - The influence of the introduced tropical alga *Caulerpa taxifolia*, on the biodiversity of the Mediterranean marine biota. *J. Mar. Biol. Ass.*, *UK,* **76**: 235-237.

CECCHERELLI G., CINELLI F. (1997) - Short-term effects of nutrient enrichment of the sediment and interactions between the seagrass *Cymodocea nodosa* and the introduced green alga *Caulerpa taxifolia* in a Mediterranean bay. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* **217**: 165-177.

DE VILLÉLE X., VERLAQUE M. (1995) - Changes and degradation in a *Posidonia oceanica* bed invaded by the introduced tropical alga *Caulerpa taxifolia* in the north western Mediterranean. *Bot. Mar.*, **38**: 79-87.

PIAZZI L., CECCHERELLI G., CINELLI F. (2001) - Threat to macroalgal diversity: effects of the introduced green alga *Caulerpa racemosa* in the Mediterranen. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **210**: 161-165.

STACHOWICZ J.J., WHITLATCH R.B., OSMAN R.W. (1999) - Species diversity and invasion resistance in a marine ecosystem. *Science,* **286**: 1577-1579.

VERLAQUE M., FRITAYRE P. (1994) - Modifications des communautés algales méditerranéennes en présence de l'algue envahissante *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh. *Oceanol. Acta,* **17**: 659-672.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 484-493

R. Sandulli, S. De Zio Grimaldi, M. Gallo D'Addabbo, L. Calò, E. Bressan

Dipartimento di Zoologia, Università di Bari, Via E. Orabona, 4 - 70125 Bari, Ita1ia.

ASPETTI DELLA BIODIVERSITÀ DELLA MEIOFAUNA LUNGO IL LITORALE PUGLIESE

SOME ASPECTS OF MEIOFAUNA BIODIVERSITY ALONG THE APULIAN COAST

Abstract

A comprehensive study on the composition, structure, and diversity of meiobenthic communities, with particular reference to nematodes and tardigrades, along the Southern Apulian coasts was carried out between March and September 2000. Sediment samples were collected from 3 sites (S1, S2, and S3 respectively at 10, 20, and 50m depth) along 18 transects. The investigated area included a wide variety of natural and disturbed environments. Despite relatively low total abundances, general results show quite high values of diversity indices (H' and J), mostly relatively low in correspondence of low human impact areas.

Key-words: *meiofauna, biodiversity, sediments, Apulian coast.*

Introduzione

Le conoscenze sulla meiofauna lungo le coste italiane sono alquanto disomogenee e frammentarie e si riferiscono prevalentemente alla fascia intertidale ed a particolari taxa (ad es., Gerlach, 1953; Balsamo *et al*., 1995; Fregni *et al*., 1999; Papi, 1952; Schulz, 1955; Grimaldi De Zio *et al*., 1983; Hummon *et al*., 1993; De Zio Grimaldi *et al.,* 1999; Sandulli *et al.,* 1999; De Zio Grimaldi e D'Addabbo Gallo, 2000). Altri studi hanno considerato principalmente i possibili effetti di stress ambientali su tale componente (ad es., Sandulli e De Nicola, 1989; Mazzola *et al*., 1999). Uno degli obiettivi del presente studio è stato quindi quello di acquisire ulteriori informazioni sulla composizione, struttura e diversità dei popolamenti meiobentonici di un'ampia area della fascia costiera pugliese compresa tra Torre Guaceto (40°43'N; 17°48'E, Mare Adriatico) e Porto Cesareo (40°15'N; 17°52'E, Mar Ionio), dando particolare rilievo a nematodi e tardigradi. Nella scelta dei transetti si è privilegiato l'aspetto di confronto tra aree a possibile impatto antropico (centrali ENEL, impianti di acquacoltura, strutture portuali) ed aree marine protette (Torre Guaceto, Laghi Alimini, Porto Cesareo), includendo nel campionamento diversi tipi di ambienti (posidonieti, sabbie organogene e ad anfiosso, coralligeno).

Materiali e metodi

Nel marzo e nel settembre 2000 si sono svolte due campagne di campionamento e si sono prelevati campioni di sedimento per analisi biologiche (meiofauna) e fisiche (granulometria) tramite benna o multicorer su tre stazioni (S1 = 10 m, S2 = 20 m e S3 = 50 m di profondità) lungo 18 transetti (T) perpendicolari alla costa (Fig. 1). I campioni di sedimento, prelevati in duplicato, sono stati ottenuti sottocampionando da benna utilizzando carotieri di 2,8 cm di diametro (6,5 cm^2). Le analisi granulometriche sono state eseguite su sedimento essiccato in stufa (80°C per 24 h) e vagliato attraverso una pila di 13 setacci (da 0,8 mm a 0,074 mm di maglia).

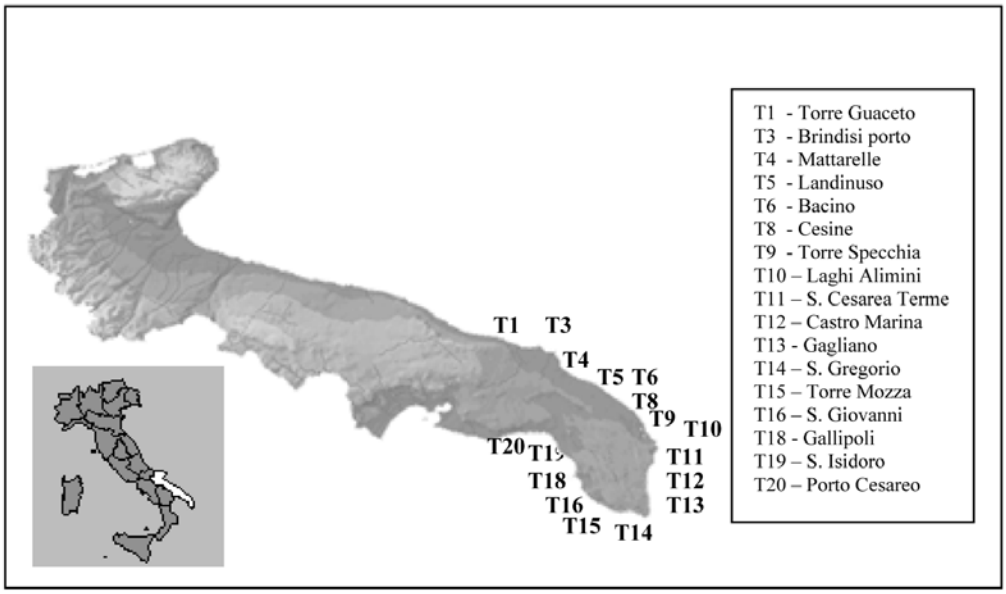


Fig. 1 - Area di studio e transetti di campionamento.
Study area and localization of sampling traverses.

La meiofauna è stata immediatamente anestetizzata con $MgCl_2$, quindi fissata in formalina-acqua di mare al 5%, colorata con rosa bengala, e infine separata in laboratorio utilizzando la tecnica dell'elutriazione o tramite agitazione, decantazione e filtraggio attraverso un setaccio da 43 μm di diametro (sabbie); i fanghi sono stati trattati con la tecnica del Ludox (Higgins e Thiel, 1988). I vari taxa della meiofauna sono stati contati allo stereomicroscopio. I nematodi sono stati identificati a livello di genere e i tardigradi a livello di specie osservando preparati permanenti in microscopia ottica composta. Si sono calcolati gli indici di diversità di Shannon Wiener (H') e di Pielou (J).

Risultati e discussione

Le analisi granulometriche hanno messo in evidenza, per entrambe le campagne di campionamento, una tendenza alla riduzione della tessitura del sedimento con la profondità; infatti, generalmente, a –10 m si rinvengono sabbie grossolane con valori medi di φ pari a 0,25, a –20 m sabbie medio-fini (φ = 1,5) e a –50 m sabbie finissime o fango (φ > 3,75).

Dai risultati della prima campagna di ricerca si mette in evidenza una meiofauna composta prevalentemente da nematodi (in media 1350 individui/10 cm^2, pari al 57% della meiofauna totale) e copepodi arpacticoidi (in media 635 individui/10 cm^2, pari al 26% della meiofauna totale), con altri taxa tra cui anellidi (in media 97 individui/10 cm^2, pari al 14% della meiofauna totale), turbellari (in media 71 individui/10 cm^2, pari all'8% della meiofauna totale), gastrotrichi, ostracodi, tardigradi, ciliati, e larve di ascidiacei meiobentonici (*Psammostyela, Heterostigma*). In alcune stazioni si è rinvenuto un numero molto elevato di ciliati (Torre Specchia, T9S1; Laghi Alimini, T10S1)

e chinorinchi (Brindisi porto, T3S3; Lendinuso, T5S3) in relazione a particolari condizioni ambientali (granulometria e contenuti organici). I primi risultano più numerosi in sabbie fini, mentre i secondi sono più strettamente legati a sedimenti fangosi.

I popolamenti risultano sia particolarmente diversi (ad esempio, Mancaversa, T16S1 con H'=2,58) e caratterizzati da un alto numero di taxa, sia relativamente poveri in diversità soprattutto in aree a forte impatto (Brindisi porto, T3S1 con H'=0,87). La meiofauna ha mostrato densità variabili da un minimo di 685 individui/10 cm^2 (Mancaversa, T16S1) ad un massimo di 5180 ind/10 cm^2 (Torre Specchia, T19S2) con una media di 1950 ind/10 cm^2 (Fig. 2a-b).

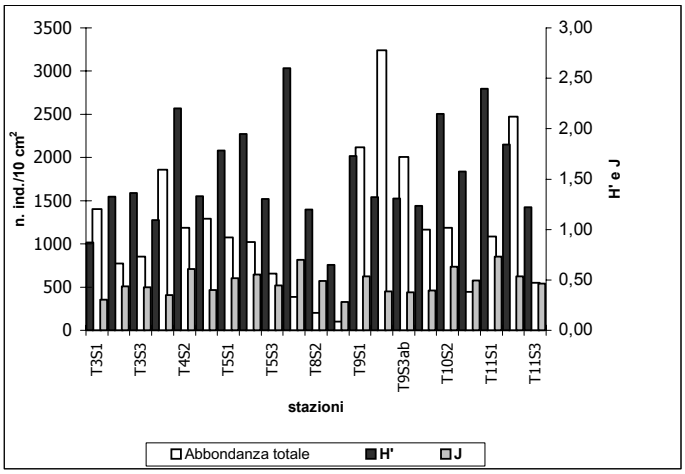


Fig. 2a - Abbondanza, diversità e equitabilità della meiofauna totale (primo campionamento, T3-T11).

Abundance, diversity, and evenness of total meiofauna (first sampling T3-T11).

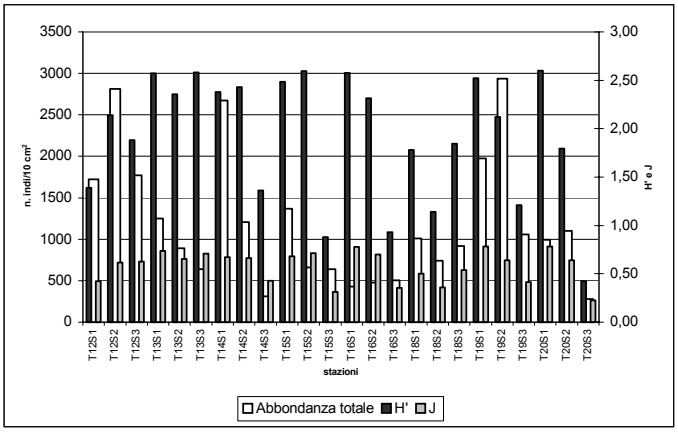


Fig. 2b - Abbondanza, diversità e evenness della meiofauna totale (primo campionamento, T12-T20).

Abundance, diversity, and evenness of total meiofauna (first sampling T12-T20).

I dati relativi al secondo campionamento non risultano particolarmente dissimili da quelli del primo. Infatti non sembra esserci un evidente effetto temporale, e la variabilità naturale risulta abbastanza contenuta. Le massime densità numeriche si

sono registrate in prossimità della stazione T15S2 (3900 ind/10 cm^2), su sedimento sabbioso, mentre quelle minime in T3S4 e T8S3 (circa 180 ind/10 cm^2) in fanghi. I valori massimi dell'indice di diversità di Shannon si riscontrano generalmente su sabbie, come ad esempio in T13S1 (H'=2,7), e quelli minimi in sedimenti fangosi, come T8S3 (H'=0,6). La stessa considerazione è valida anche per l'andamento dell'indice di equitabilità con valori massimi in T13S1 e T16S1 (J=0,8) e minimi in T8S3 (J=0,25). Come già sottolineato, tali parametri risultano molto simili a quelli della prima campagna, con generalmente valori di abbondanze, di diversità e di evenness più elevati in corrispondenza di sedimenti sabbiosi compresi tra i 10 e i 20 m, e più bassi man mano che la tessitura del sedimento tende a diminuire, con i minimi registrati nei

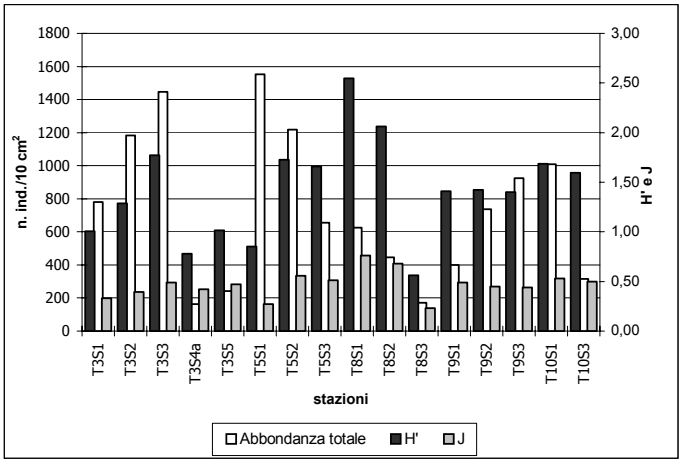


Fig. 3a - Abbondanza, diversità e evenness della meiofauna totale (secondo campionamento, T3-T10). *Abundance, diversity, and evenness of total meiofauna (second sampling T3-T10).*

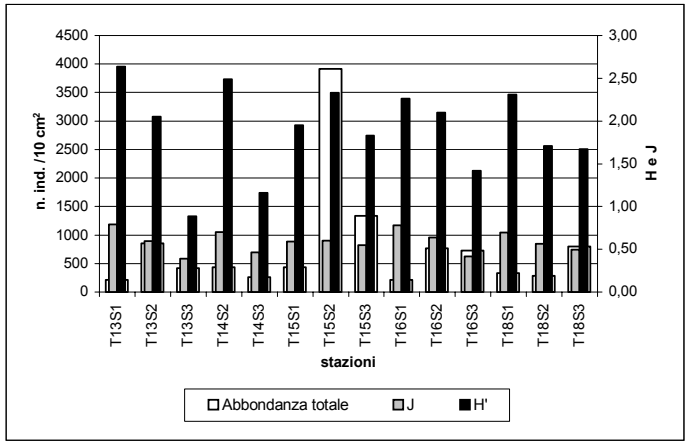


Fig. 3b - Abbondanza, diversità e evenness della meiofauna totale (secondo campionamento, T13-T18). *Abundance, diversity, and evenness of total meiofauna (second sampling T13-T18).*

fanghi (Fig. 3a-b).

Nematodi. Lo studio sistematico dei nematodi è stato condotto in 36 stazioni su 12

transetti campionati nel marzo 2000 (T3, T5, T9, T10, T11, T12, T13, T14, T15, T16, T18, T19). Per ogni stazione sono stati esaminati almeno 50 esemplari per un totale di circa 2000 individui. Si sono identificati 137 generi appartenenti a 34 famiglie (Tab. 1). I Chromadoria, di gran lunga i più numerosi con 23 famiglie, rappresentano il 91% del popolamento, mentre gli Enoplia costituiscono il 9% e sono rappresentati da 11

Tab. 1 - Nematodi: famiglie, generi e frequenze percentuali cumulate del numero di individui.
Nematodes: familiae, genera, and aggregate percent frequency of the number of individuals.

Famiglie	Generi	Freq. %	Famiglie	Generi	Freq. %
ANTICOMIDAE	1	0,1	DRACONEMATIDAE	2	1,35
IRONIDAE	2	0,7	MICROLAIMIDAE	8	4,09
TRIPYLOIDIDAE	1	0,05	MONOPOSTHIIDAE	2	0,47
TREFUSIDAE	2	1,25	LEPTOLAIMIDAE	5	1,35
THORACOSTOMOPSIDAE	5	1,13	HALIPECTIDAE	1	0,05
PHANODERMATIDAE	1	0,05	TARVAIIDAE	1	0,05
OXYSTOMINIDAE	5	3,68	CERAMONEMATIDAE	2	0,83
PELAGONEMATIDAE	2	0,1	DESMOSCOLESCIDAE	2	1,97
ONCHOLAIMIDAE	4	1,51	MONHYSTERIDAE	1	0,05
ENCHELIDIDAE	3	0,36	XYALIDAE	9	17,55
LAURATONEMATIDAE	1	0,21	SPHAEROLAIMIDAE	4	1,76
CRHOMADORIDAE	16	16,07	SIPHONOLAIMIDAE	1	0,3
ETHMOLAIMIDAE	4	0,62	AEGIALOALAIMIDAE	3	0,6
CYATHOLAIMIDAE	13	6,49	LINHOMOEIDAE	4	6,58
SELACHINEMATIDAE	5	4,35	AXONOLAIMIDAE	3	1,76
COMESOMATIDAE	12	10,99	DIPLOPELTIDAE	2	0,52
DESMODORIDAE	9	6,84	**Totale famiglie**	**34**	
EPSILONEMATIDAE	1	6,22	**Totale generi**	**87**	

famiglie.

Le caratteristiche di grande plasticità del gruppo a colonizzare ogni tipo di ambiente, sono confermate dai dati sulla distribuzione per profondità/tessitura di sedimento da cui risulta che i Nematodi sono presenti con analogo numero di generi a –10 (88), –20 (87) e –50 m (88). Se invece si considerano le densità degli individui in funzione della granulometria, si osserva che il 41% è ripartito nelle sabbie fini, il 32% in quelle grossolane, l'8% in quelle medie e il 19% nei fanghi. Nei sedimenti fini, che consentono sia un'esistenza mesopsammica che epi-endobentica, sono stati individuati 103 generi ripartiti in 30 famiglie e si raggiungono i più alti valori dell'indice di Shannon (H'=5,4). Xyalidae è la famiglia più rappresentata, oltre il 25%, seguita da Chromadoridae, Comesomatidae e Desmodoridae (circa l'11%). I generi più abbondanti sono nell'ordine *Theristus* (18%) seguito da *Paramonhystera, Richtersia, Ptycholaimellus, Desmodora* e *Terschellingia* (dal 7% al 4%).

Nelle sabbie grossolane è presente il 32% di individui con 30 famiglie e 78 generi e con H'=5. Le famiglie più abbondanti sono Chromadoridae (24%), Epsilonematidae

(17%), Xyalidae (13%) e Cyatholaimidae (9%); I generi più frequenti sono *Epsilonema* (17%) e *Theristus* (11%), seguiti da *Innocuonema*, *Chromadorita, Desmodora, Spilophorella* e *Halalaimus* con percentuali molto più basse.

Nei sedimenti fangosi è presente il 19% dei nematodi con 25 famiglie e 64 generi e H'=4,97. Le famiglie più numerose sono Comesomatidae (25%), Xyalidae (16%), Linhomoeidae (14%), seguite da Oxystominidae, Sphaerolaimidae, Chromadoridae e Selachinematidae (da 6% a 4%). I generi più frequenti sono *Terschellingia* (12,3%), *Theristus* (11,61%), *Dorylaimopsis*, *Setosabatieria*, *Pierrickia*, *Halalaimus* e *Richtersia* (da 6 a 4%). Le sabbie medie che sono le più povere, contengono l'8% dei Nematodi, con 23 famiglie e 39 generi. La diversità di Shannon è comunque alta, H'=4,5. Le famiglie più rappresentate sono Chromadoridae (21%), Xyalidae (15%), Desmodoridae (9%) seguite da Microlaimidae, Comesomatidae e Draconematidae (da 7% a 5%). I generi più rappresentati sono *Innocuonema* (15%), *Theristus* (13%), *Desmodora* (7%) seguiti da *Calomicrolaimus*, *Sabatieria* e *Dracognomus*. L'alta frequenza degli Xyalidae è dovuta all'abbondanza del genere *Theristus* (12,8%), presente in tutte le stazioni senza limiti di profondità e di granulometria. Altri generi presenti nel maggior numero di stazioni, sono *Epsilonema* (6,22%), *Terschellingia* (4,77%), *Desmodora* (4,30%), *Richtersia* (4,04%). É da sottolineare che, mentre la maggior parte dei generi è rappresentata da una sola specie, *Theristus* è presente con più specie. L'indice di equitabilità di Pielou presenta valori abbastanza omogenei, fra 0,80 e 0,85, in ogni tipo di substrato.

Vista l'importanza del sedimento come fattore ecologico, si è voluto considerare la ripartizione della popolazione, sia per numero di individui che per numero dei generi nei diversi tipi di substrati tenendo conto della diversità degli apparati boccali (Wieser, 1953, 1959). Nel sedimento fine che accoglie il maggior numero di individui e di generi, i Nematodi suddivisi in base ai 4 tipi di feeding-types mostrano una dominanza degli apparati 1b (non selective deposit feeders) e 2a (epigrowth feeders), per numero di individui, mentre tenendo conto del numero dei generi esiste una ripartizione abbastanza equa dei 4 feeding types, con una leggera prevalenza dell'1a (selective deposit feeders) e del 2a. Nei sedimenti grossolani e medi, esiste una sostanziale uniformità della ripartizione degli apparati boccali sia per numero di individui che di generi, con la dominanza del tipo 2a. Leggermente diversa appare invece, la situazione nei fanghi dove per numero di individui prevale il tipo 2b (predators/omnivors), mentre il 2a (epigrowth feeders) è il più povero. Al contrario tenendo conto del numero dei generi, i due gruppi sono pressappoco equivalenti ed entrambi dominanti. In tutti i tipi di sedimento, i generi con il feeding type 1b (non selective deposit feeders), sono i meno numerosi (Fig. 4a-4b).

Tardigradi*:* i tardigradi raccolti nelle due campagne, in totale di 1562 individui, appartengono a 43 specie, ripartite nelle famiglie Stygarctidae (3 specie, 138 individui), Neoarctidae (1 specie, 5 individui), Halechiniscidae (35 specie, 1124 individui), e Batillipedidae (4 specie 295 individui).

Nei campioni di marzo sono state rinvenute, 41 specie per un totale di 964 esemplari. Nei campioni di settembre sono state rinvenute 30 specie per un totale di 623 esemplari (Tab. 2). Le differenze fra i dati delle due campagne sono dovute soprattutto alla composizione della famiglia Halechiniscidae che nel mese di settembre è presente con un numero inferiore di specie.

Distribuzione e frequenze dei tardigradi sembrano essere direttamente collegate al fattore profondità, infatti il maggior numero di specie e di individui si ha a –10 m dove a marzo è stato rinvenuto l'80% delle specie e il 61% degli individui e a settembre

rispettivamente l'83% e il 76%; a –20 m si ha il 75% delle specie ed il 35% degli individui (marzo) e il 73% delle specie e il 23% degli individui a settembre; a –50 m, rispettivamente il 24 e il 4% in marzo e il 16 e l'1% in settembre. Tale apparente dipendenza della tardigradofauna dalla profondità si spiega, in realtà, tenendo conto che la tessitura del sedimento tende a ridursi con la profondità, per cui i tardigradi risultano più numerosi, sia per numero di specie che di individui, nei sedimenti più grossolani, distribuiti più superficialmente (–10 m) con valori di φ intorno a 0.25; a –20 e –50 m si trovano di solito i sedimenti più fini e il fango (φ compreso fra 2 e 3) e il numero di specie e di individui si riduce drasticamente. I Tardigradi risultano pressoché assenti nel fango.

4a

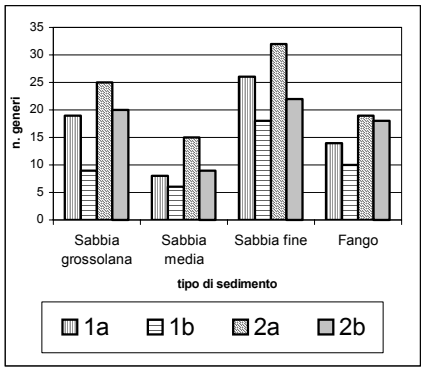


Fig. 4a - Ripartizione dei nematodi (n. generi) per apparati boccali nei vari tipi di sedimento.

Partition of nematodes (n. genera) per feeding types in the sediments.

4b

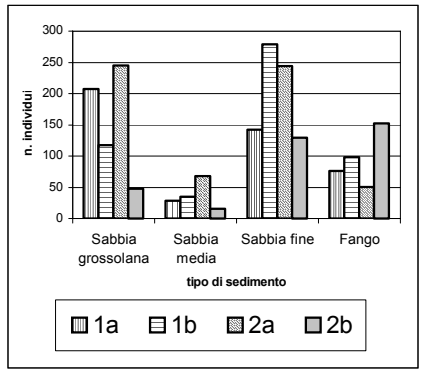


Fig. 4b - Ripartizione dei nematodi (n. individui) per apparati boccali nei vari tipi di sedimento.

Partition of nematodes (n. individuals) per feeding types in the sediments.

Le famiglie mostrano una distribuzione differenziale in rapporto alla granulometria. Mentre nelle sabbie grossolane sono presenti tutte e quattro, Stygarctidae e Neoarctidae sono assenti nelle sabbie medie e fini. In queste si trovano solo Halechiniscidae e Batillipedidae; i primi si riducono col diminuire della tessitura del sedimento, mentre i secondi mostrano la tendenza opposta (Fig. 5).

Le specie sia intertidali che subtidali sono solo 6: *Parastygarctus sterreri*, *Florarctus hulingsi*, *Orzeliscus belopus*, *Batillipes dicrocercus*, *B. littoralis*, *B. similis,* tutte le altre sono essenzialmente subtidali.

Fra le specie subtidali ve ne sono 19 che, per particolari adattamenti morfologici, possono essere considerate epibentiche; alcune di queste sono addirittura fra le specie più frequenti: *Parastygarctus sterreri*, *Florarctus antillensis*, *Chrysoarctus flabellatus*, *Raiarctus variabilis*, *Tanarctus gracilis*, *T. longisetosus*, *Actinarctus neretinus.* Queste specie pur essendo presenti in ogni tipo di sedimento, sono più numerose nelle sabbie grossolane. Nessuna rilevante differenza è stata riscontrata nella distribuzione, sia qualitativa che quantitativa, fra le coste Adriatiche e Ioniche.

I valori dell'indice di Shannon-Wiener calcolato per i nematodi e per i tardigradi mostra un andamento opposto; per i primi si osserva una tendenza al suo aumento con la profondità, mentre per i secondi accade l'opposto. L'evenness di Pielou tende

ad aumentare con la profondità per i nematodi, mentre per i tardigradi non si nota un andamento definito. Tuttavia i valori più elevati si registrano a –50 m per entrambi i taxa, denotando un numero di individui generalmente basso e un numero di specie proporzionalmente alto (Fig. 6).

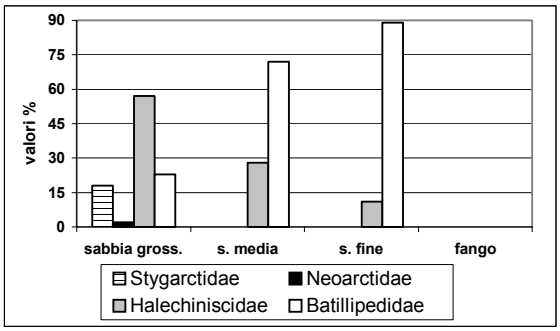


Fig. 5 - Ripartizione % delle famiglie di tardigradi per ciascun tipo di sedimento.

Percent partition of tardigrades familiae into each type of sediment.

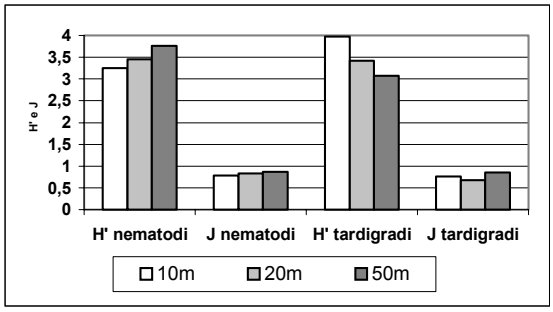


Fig. 6 - Indici di diversità di nematodi e tardigradi alle varie profondità.

Diversity indices of nematodes and tardigrades at all investigated depths.

Conclusioni

Le relazioni tra la distribuzione e l'abbondanza dei vari taxa della meiofauna e in particolare di nematodi e tardigradi, in funzione della profondità/granulometria denotano una certa preferenza a favore delle profondità comprese tra i 10 e i 20 m con sabbie medie, medio-fini o fini. I fanghi (–50 m) ospitano generalmente una meiofauna meno abbondante e diversa.

Le diversità della meiofauna totale sono relativamente elevate nonostante densità non eccessive. I valori di H' più elevati si sono riscontrati alle Cesine (T8), a Lendinuso (T5), Gagliano (T13), S. Gregorio (T14) e Gallipoli (T18).

La tendenza all'aumento della diversità di Shannon-Wiener con la profondità e quindi con la granulometria, per il gruppo dei nematodi, dimostra un'ampia adattabilità del gruppo a condizioni ambientali diverse, in rapporto all'elevato numero di generi e individui. Per i tardigradi H' è mediamente alta e più elevata a –10 m che a –20 m e –50 m, probabilmente in funzione del loro stretto rapporto con i sedimenti a granulometria maggiore. L'indice di Pielou è viceversa più elevato nei sedimenti più

profondi per entrambi i taxa, a causa di una più omogenea ripartizione degli individui per le varie specie.

I dati riportati in tale studio supportano l'idea di una diversità molto elevata per gran parte dei taxa rinvenuti lungo il litorale pugliese ed in particolare per nematodi e tardigradi.

Tab. 2 - Tardigradi: specie e distribuzione batimetrica nei due campionamenti.
Tardigrades: species list and depth distribution in the two samplings.

	mar-2000			set-2000				mar-2000			set-2000		
Specie/Profondità (m)	**10**	**20**	**50**	**10**	**20**	**50**	**Specie/Profondità (m)**	**10**	**20**	**50**	**10**	**20**	**50**
Parastygarctus sp			1				*Halechiniscus tuleari*	1	3				
Parastygarctus biungulatus	6	1	2		1		*Orzeliscus belopus*					2	
Parastygarctus sterreri	60	19	5	34	12		*Raiarctus colurus*	1					
Neoarctus primigenius	3				2		*Raiarctus variabilis*	15	1		76	8	1
Dipodartus anaholiensis	2		1	1			*Styraconyx nanoqsunguak*	4	9	2	14	5	
Dipodartus borrori		7		3			*Styraconyx qivitoq*	1	3		5	1	
Dipodartus subteraneus	19	19	3	44	1	1	*Styraconyx sardiniae*		2			1	
Florarctus sp	37	8		5	3		*Styraconyx testudo*		1				
Florarctus antillensis	64	10		17	4		*Styraconyx tirreneus*					1	
Florarctus hulingsi	5	4		1	3		*Tholoarctus natans natans*	2	1		4		
Florarctus cinctus	1	2		9	1		*Tholoarctus natans pedunculatus*	3	1		8	2	
Florarctus acer	3		6				*Tanarctus ramazzotti*		1				
Florarctus stellatus	1	1			5		*Tanarctus longisetosus*	60	4		2		
Wingstrandarctus intermedius	2	6					*Tanarctus gracilis*	9	2		60		2
Wingstrandarcts corallinus	2						*Actinarctus neretinus*	59	15		23	8	
Chrisoarctus sp	4			8			*Actinarctus doryphorus*	11	2				
Chrisoarctus briandi	5			7			*Batillipes dicrocercus*	1					
Chrisoarctus flabellatus	127	49	9	115	16	1	*Batillipes similis*	4					
Halechiniscus sp		2		1	2		*Batillipes littoralis*	45	137		10	53	
Halechiniscus chafarinensis		1	2	1			*Batillipes* sp	26	7		5	7	
Halechiniscus greveni	18	6	2	20	6	1	**TOTALE**	**603**	**328**	**33**	**473**	**144**	**6**
Halechiniscus macrocephalus		2					**Indice di Shannon**	3,83	3,29	2,97	3,56	1,59	2,25
Halechiniscus paratuleari	2	2					**Indice di Pielou**	0,76	0,66	0,89	0,77	0,36	0,97

Summary

The knowledge about composition, structure, and diversity of meiofauna along the Italian coasts is rather scarce and fragmentary. Data generally refer to the intertidal zone, to particular systematic taxa or to anthropogenic effect on the whole community. The aim of the present study was to acquire further information about the distribution of meiobenthos, with particular reference to nematodes and tardigrades, along the Southern Apulian coasts. The investigations were carried out in March and September 2000 within an area including a wide variety of natural (e.g. marine protected areas such as Torre Guaceto, Alimini Lakes, and Porto Cesareo) and disturbed environments (e.g. industrial ports, electric power plants, aquaculture plants) between Torre Guaceto (40°43'N; 17°48'E, Adriatic Sea) and Porto Cesareo (40°15'N; 17°52'E, Ionian Sea). Sediment samples

were collected from 3 sites (S1, S2 and S3 respectively at 10, 20 and 50 m depth) along 18 transects. Despite relatively low total abundances, general results show quite high values of diversity indices (H' and J), mostly in correspondence of low human impact areas.

Relevant results show a strict relationship between distribution and abundance of meiofauna (mostly nematodes and tardigrades) with depth/sediment texture implying a clear preference to 10 m and 20 m depths with medium sands, medium-fine sands and fine sands (1 to 3φ). Generally, muds (–50 m) give hospitality to a less abundant and diverse meiofauna. The increasing trend of Shannon-Wiener diversity with depth and particle size shown by nematodes is a measure of their wide adaptive capabilities to different environmental conditions, in relation to the high number of genera and individuals. Tardigrades show an opposite trend and H' is generally higher at –10 m and –20 m than at –50 m.

Data here reported support the idea of a very high diversity of the whole meiofauna community along the Apulian coasts with particular reference to nematodes and tardigrades.

Bibliografia

BALSAMO M., FREGNI E., TONGIORGI P. (1995) - Marine gastrotricha from the coast of Sardinia (Italy). *Boll. Zool.*, **62**: 273-286.

DE ZIO GRIMALDI S., GALLO D'ADDABBO M., DE LUCIA MORONE M.R., SANDULLI R., PIETANZA R., D'ADDABBO R., FAIENZA M.G. (1999) - First data on subtidal meiofauna of Tremiti Islands. *Biol. Mar. Medit.,* **6** (1): 380-382.

DE ZIO GRIMALDI S., GALLO D'ADDABBO M. (2000) - Further data on the Mediterranean Sea Tardigradofauna. In: Hansen J.G. (ed), *8th International Symposium on Tardigrada*, Copenhagen, Denmark. ISS Printcenter, Copenhagen: 35 pp.

FREGNI E., FAIENZA M.G., DE ZIO GRIMALDI S., TONGIORGI P., BALSAMO M. (1999) - Marine gastrotrichs from the Tremiti archipelago in the southern Adriatic Sea, with the description of two new species. *Ital. J. Zool.,* **66**: 183-194.

GERLACH S.A. (1953) - Die Nematodenbesiedlung des sandstrandes und des kustengrundwassers an der italienischen kuste. *Arch. Zool. Ital.*, **37**: 517-640.

GRIMALDI DE ZIO S., D'ADDABBO GALLO M., DE LUCIA R.M. (1983) - Marine Tardigrades Ecology. *Oebalia*, **9** ns: 15-31.

HIGGINS R.P., THIEL H. (1988) - *Introduction to the study of Meiofauna*. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.: 488 pp.

HUMMON W.D., TODARO M.A., TONGIORGI P. (1993) - Italian marine gastrotricha: II. One new genus and ten new species of Macrodasyida. *Boll. Zool.,* **60**: 109-127.

MAZZOLA A., MIRTO S., DANOVARO R. (1999) - Initial fish-farm impact on meiofaunal assemblages in coastal sediments of the Western Mediterranean. *Mar. Pollut. Bull.,* **38**: 1126-1133.

PAPI F. (1952) - Su alcuni Tardigradi raccolti nell'Italia centrale. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat.,* **59**: 3-5.

SANDULLI R., DE NICOLA M. (1989) - Effects of organic enrichment on meiofauna: a laboratory study. *Mar. Pollut. Bull.*, **20**: 223-227.

SANDULLI R., GALLO D'ADDABBO M., DE LUCIA MORONE M.R., D'ADDABBO R., PIETANZA R., DE ZIO GRIMALDI S., (1999) - Preliminary investigations on meiofauna of two caves in San Domino Islands (Tremiti Archipelago). *Biol. Mar. Medit.,* **6** (1): 437-440.

SCHULZ E. (1955) - Studien an marinen Tardigraden. *Kieler Meeres-forsh.,* **11** (1): 74-79.

WIESER W. (1953) - Die beziehung zwischen mundhohlengestalt, ernahrungsweise und vorkommen bei freilebenden marinen nematoden. Eine okologisch-morphologische studie. *Ark. Zool*., **4 (**26): 439-484.

WIESER W. (1959) - Free-living marine nematodes. IV – General part. Chile Reports, 34. *Lunds Univ. Arsskr. N.F. Avd.*, **2, 55, 5**: 1-111.

Il presente lavoro è stato realizzato nell'ambito del progetto CoNISMa Interreg Italia/Grecia.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 494-500

G. Cantone, N. Di Pietro

Dipartimento di Biologia Animale, Via Androne, 81 - 95124 Catania, Italia.

I POLICHETI BENTONICI DELLA FOSSA DI POMO (MEDIO ADRIATICO)

BENTHIC POLYCHAETA OF POMO PIT (MIDDLE ADRIATIC SEA)

Abstract

In this paper the results of sampling carried out during 1992, 1993 and 1997 in west Pomo Pit are reported.

130 species belonging to 39 families of Polychaeta have been found; the best represented families are Spionidae (13 species) and Paraonidae (12 species), to which belong the most abundant species, Prionospio cirrifera *with 299 specimens and* Levinsenia gracilis *with more than 500 specimens present in nearly all the stations.*

Particularly interesting is the record of Nephtys agilis *and* Synelmis klatti *not yet reported in Italian seas, and of* Aonides paucibranchiata, Heterospio mediterranea, Rhodine gracilior, Sphaerodoropsis sphaerulifer, Nereimyra punctata, Micronephtys mariae, Lysibranchia paucibranchiata, Lumbrineris nonatoi *and* Auchenoplax crinita *not been found in Adriatic Sea before.*

The main biological indexes (diversity of Shannon, evenness of Pielou) have been applied to the polychaetes population and a general good specific diversity is revealed.

Key-words: *Polychaeta, Pomo Pit, Adriatic Sea.*

Introduzione

La Fossa di Pomo, sin dalla seconda metà del XIX secolo, è oggetto di un gran numero di spedizioni scientifiche. L'importanza ecologica dell'area riguarda in particolar modo le sue caratteristiche "boreali" che sembrano essere evidenti più che in qualsiasi altra parte del Mediterraneo. Queste sono dovute principalmente alla bassa temperatura, alla stasi nonché alle origini delle sue acque profonde (Zupanovic e Jardas, 1989).

Attraverso la fossa avviene la propagazione di masse d'acqua, originatesi nell'Adriatico settentrionale, che contribuiscono alla formazione dell'acqua profonda dell'intero bacino del Mediterraneo (Zore-Armanda, 1963; Artegiani *et al.*, 1997).

Le conoscenze sul popolamento a policheti dell'area sono essenzialmente dovute a Vatova (1940), Gamulin-Brida (1965) e Katzmann (1973 a, 1973 b, 1983).

Durante una crociera effettuata nel luglio 1936, in 15 stazioni poste a profondità comprese tra 115 e 235 metri, utilizzando una benna Petersen, antesignana della Van Veen, da 0,2 mq, Vatova (1949) rinveniva nella fossa e nella zona circostante solo sette specie di policheti. Questa povertà veniva imputata, erroneamente, a due fattori: la rapida diminuzione nella distribuzione verticale della sostanza organica e le periodiche stagnazioni, con conseguente ipossia, dello strato d'acqua profonda. Per lungo tempo si è creduto, infatti, che la Fossa di Pomo fosse una barriera invalicabile per le specie bentoniche e che i lunghi periodi di stagnazione fossero causa di morie degli animali bentonici.

Gamulin-Brida, sedici anni dopo, riportava per la Fossa di Pomo dieci specie di policheti, rinvenute in 19 stazioni poste a profondità comprese tra 110 e 230 metri. I campionamenti furono realizzati con benna Petersen, durante la Spedizione "Hvar" (1948-1949).

Questi dati non venivano confermati da quelli di Katzmann (1973 a, 1973 b, 1983) che rinveniva, in 80 stazioni, a profondità comprese tra 150 e 250 metri, quarantatré specie di policheti, di cui due segnalate per la prima volta in Mediterraneo. I campionamenti vennero eseguiti impiegando una draga a slitta tipo Ockelmann, che consente la raccolta di un campione di circa 50-60 litri.

Da questi dati, pertanto, risulta una fauna a policheti abbastanza povera (55 specie complessive), fatto alquanto insolito giacché questi anellidi, nell'ambito dei popolamenti bentonici marini, sono frequentemente tra gli organismi dominanti per numero, sia di specie sia di individui, soprattutto negli ambienti sottoposti a sedimentazione di materiale fine.

Materiali e metodi

Sono state realizzate 3 campagne di raccolta: la prima nell'agosto del 1992, la seconda nel maggio del 1993 e la terza (Programma Prisma 2) nel maggio e luglio del 1997. Le stazioni erano situate a profondità comprese tra 89 e 253 m ed il substrato era prevalentemente argilloso.

Nel corso della prima campagna sono state campionate 54 stazioni in ciascuna delle quali è stato effettuato un prelievo con benna Van Veen da 0,1 mq. Durante la seconda sono state campionate 15 stazioni, per ognuna delle quali sono state effettuate 3 bennate con Van Veen da 0,1 mq. Nella terza, in ciascuna delle 21 stazioni, sono stati effettuati due prelievi con Van Veen da 0,1 mq ed un dragaggio con Charcot-Picard; è da notare che 12 di queste ultime ricalcano, per quanto possibile, la posizione e la profondità di quelle indagate da Vatova (1940).

Dopo lo studio tassonomico, al popolamento sono stati applicati i principali indici biologici (diversità di Shannon ed equitabilità di Pielou).

Risultati

Sono stati esaminati 2714 individui appartenenti a 130 specie e 39 famiglie. Le specie determinate sono riportate nella tabella I insieme a quelle rinvenute da Vatova (1940), Gamulin-Brida (1965) e Katzmann (1973 a e b, 1983).

Le famiglie meglio rappresentate sono Spionidae (13 specie) e Paraonidae (12 specie), alle quali appartengono, inoltre, le specie più abbondanti: *Prionospio cirrifera* con 299 esemplari e *Levinsenia gracilis* con più di 500 esemplari presenti in quasi tutte le stazioni.

Nephtys agilis Langerhans, 1879 e *Synelmis klatti* (Friedrich, 1950) non erano ancora state rinvenute nei mari italiani. *Aonides paucibranchiata* Southern, 1914*, Heterospio mediterranea* Laubier, Picard e Ramos, 1972*, Rhodine gracilior* Tauber, 1879*, Sphaerodoropsis sphaerulifer* (Moore, 1911)*, Nereimyra punctata* (Muller, 1776)*, Micronephtys mariae* San Martin, 1982*, Lysibranchia paucibranchiata* Cantone, 1983*, Lumbrineris nonatoi* Ramos, 1976 e *Auchenoplax crinita* Ehlers, 1887 vengono segnalate per la prima volta in Adriatico.

Alcuni esemplari sono in corso di studio perché probabilmente appartengono a nuovi taxa.

I valori relativi all'indice di Shannon ed all'equitabilità di Pielou rivelano una complessiva buona diversità specifica del popolamento (nel 61% delle stazioni $H' \geq 2,5$) dovuta in parte alla ricchezza specifica (nel 72% delle stazioni $RS \geq 6$) ma, soprattutto, ad una buona equiripartizione degli individui tra le specie (nel 91% delle stazioni $J \geq 0,81$).

Tab. 1 - Specie rinvenute nella Fossa di Pomo dai vari Autori.
Species found in the "Fossa di Pomo" by the various Authors.

SPECIE	Vatova	Gamulin-Brida	Katzmann	Cantone Di Pietro 1992	Cantone Di Pietro 1993	Cantone Di Pietro 1997
	Abbondanza					
ORBINIIDAE						
Orbinia cuvieri Audouin e M. Edwards, 1833						1
Phylo grubei McIntosh, 1910	4					1
Phylo kuppferi (Ehlers, 1874)					1	
Phylo norvegica (Sars, 1872)				5	1	9
Scoloplos armiger (Müller, 1776)			*****	11	1	3
Scoloplos (Leodamas) sp. A				5	1	
SPIONIDAE						
Aonides paucibranchiata Southern, 1914						1
Laonice cirrata (Sars, 1851)					1	
Malacoceros fuliginosus (Claparede, 1870)						1
Polydora caeca (Oersted, 1843)						13
Polydora ciliata (Johnston, 1838)						9
Prionospio cirrifera Wiren, 1883				195	32	72
Prionospio ehlersi Fauvel, 1928				15		6
Prionospio malmgreni Claparède, 1870				3		
Prionospio steenstrupi Malmgren, 1867				52	19	6
Pseudopolydora antennata (Claparede, 1870)						1
Scolelepis tridentata (Southern, 1914)						1
Spiophanes kroyeri kroyeri Grube, 1860				36	25	37
Spiophanes kroyeri reyssi Laubier, 1961						1
POECILOCHAETIDAE						
Poecilochaetus serpens Allen, 1904				1		
Poecilochaetus fauchaldi Pilato e Cantone, 1976				2	6	11
Poecilochaetus sp.				4	3	
HETEROSPIONIDAE						
Heterospio mediterranea Laubier et al., 1972				3	2	
PARAONIDAE						
Aedicira mediterranea Laubier e Ramos, 1974			#	16	3	26
Aricidea assimilis Tebble, 1959			#	1		1
Aricidea cerruti Laubier, 1966			#			3
Aricidea quadrilobata Webster e Benedict, 1887			#	10		
Aricidea mariannae Katzmann e Laubier, 1975			#	1		
Aricidea monicae Laubier, 1967			****			
Aricidea pseudannae Katzmann & Laubier, 1975			#			
Aricidea simonae Laubier e Ramos, 1974			****	1		4
Aricidea wassi Pettibone, 1965						8
Cirrophorus branchiatus Ehlers, 1908			#	2		
Levinsenia gracilis (Tauber, 1879)				136	120	246
Paradoneis lyra (Southern, 1914)			#	91	46	13
Paraonides neapolitana (Cerruti, 1909)				15	2	21
Paraonis fulgens (Levinsen, 1883)						4
CIRRATULIDAE						
Aphelochaeta marioni (Saint-Joseph, 1894)				8	1	27
*Chaetozone setosa Malmgren,*1867			*****	3	1	13
Monticellina dorsobranchialis (Kirkegaard, 1959)						28
CAPITELLIDAE						
Dasybranchus caducus (Grube, 1846)						1
Notomastus latericeus Sars, 1851			*****	30	22	38
MALDANIDAE						
Chirimia biceps (Sars, 1861)			#	5	5	1
Leiochone tricirrata Bellan e Reys, 1967						2
Maldane glebifex Grube, 1860				2		
Metasychis gotoi (Izuka, 1902)						2
Praxillella affinis (Sars, 1872)						6
Praxillella gracilis (Sars, 1871)						1
Praxillella lophoseta (Orlandi, 1898)				3	1	
Rhodine gracilior Tauber, 1879				20	19	
OPHELIIDAE						
Ophelina abranchiata Støp-Bowitz, 1948			*****			
Ophelina cylindricaudata (Hansen, 1878)			*****			6
Ophelina modesta (Støp-Bowitz, 1958)				4	1	3
Ophelina norvegica (Støp-Bowitz, 1945)			***	18	5	3
Opheliidae sp.				4		45
Polyophthalmus pictus (Dujardin, 1839)	1					

Segue Tab. 1

SPECIE	Vatova	Gamulin-Brida	Katzmann	Cantone Di Pietro 1992	Cantone Di Pietro 1993	Cantone Di Pietro 1997
	Abbondanza					
Tachytrypane jeffreysii Mc Intosh, 1878				17		6
SCALIBREGMATIDAE						
Scalibregma inflatum Rathke, 1843			****	1		2
PHYLLODOCIDAE						
Mysta picta (Quatrefages, 1875)					2	
Phyllodoce vittata Ehlers, 1864				1		
GLYCERIDAE						
Glycera capitata Oersted, 1843				10		4
Glycera lapidum Quatrefages, 1865				12	2	31
Glycera rouxii Audouin e M. Edwards, 1833		*				8
Glycera tesselata Grube, 1863			*****			23
GONIADIDAE						
Goniada maculata Oersted, 1843						10
SPHAERODORIDAE						
Sphaerodoropsis sphaerulifer (Moore, 1911)						1
HESIONIDAE						
Gyptis rosea Malmgren, 1874						1
Keferstеinia cirrata (Keferstein, 1862)				5	1	
Nereimyra punctata (Müller, 1776)					1	
Ophiodromus flexuosus (Delle Chiaje, 1825)				2		3
PILARGIDAE						
Ancistrosyllis groenlandica Mc Intosh, 1879				2	7	5
Pilargis verrucosa (Saint-Joseph, 1899)				7	2	5
Sigambra tentaculata (Treadwell, 1941)				1		2
Synelmis dineti Katzmann *et al.,* 1974			#			1
Synelmis klatti (Friedrich, 1950)				1	3	18
SYLLIDAE						
Ehlersia ferrugina (Langerhans, 1881)						1
Exogone sp.				1		
Exogone verugera (Claparède, 1868)			****	1		7
Haplosyllis spongicola (Grube, 1865)		****				
Syllides fulvus Marion e Bobretzky, 1875						2
Syllis caeca (Katzmann, 1973)			*****			
Syllis cornuta Rathke, 1843				15	7	1
NEREIDIDAE						
Ceratonereis costae (Grube, 1840		**				
Nereis rava Ehlers, 1878			#			
NEPHTYDAE						
Aglaophamus rubella (Michaelsen, 1897)			*			
Micronephtys cfr. *mariae* San Martin, 1982				2	4	
Micronephtys mariae San Martin, 1982						1
Micronephtys stammeri (Augener, 1932)				20	2	4
Nepthys agilis Langerhans, 1879				1		
Nephtys hombergi Savigny 1818						57
Nephtys hystricis Mc Intosh, 1900	1	*****	*****	11		13
Nepthys incisa incisa Malmgren, 1865				7		
Nephtys paradoxa Malmgren, 1874				1	1	2
PARALACYDONIIDAE						
Paralacydonia paradoxa Fauvel, 1913			#	1		4
APHRODITIDAE						
Laetmonice hystrix (Savigny, 1820)		**				
POLYNOIDAE						
Harmothoë castanea (Mc Intosh, 1876)				8	1	
POLYODONTIDAE						
Eupanthalis kinbergi Mc Intosh, 1876				1		1
Panthalis oerstedi Kinberg, 1855			**	8	3	4
Polyodontes maxillosa Ranzani 1817						2
SIGALIONIDAE						
Sthenelais minor Pruvot e Racovitza, 1895						1
ONUPHIDAE						
Aponuphis bilineata (Baird, 1870)						5
Aponuphis brementi (Fauvel, 1916)						4
Aponuphis fauveli (Rioja, 1918)		**				13
Aponuphis willsiei Cantone e Bellan, 1994						10
Hyalinoecia tubicola (Müller, 1776)				1		

Segue Tab. 1

SPECIE	Vatova	Gamulin-Brida	Katzmann	Cantone Di Pietro 1992	Cantone Di Pietro 1993	Cantone Di Pietro 1997
	Abbondanza					
Nothria conchylega (Sars, 1835)			*****	8		36
Paradiopatra lepta (Chamberlin, 1919)			#			
Ramphobrachium brevibrachiatum (Ehlers, 1875)	1					
EUNICIDAE						
Lysibranchia paucibranchiata Cantone, 1983						4
Marphysa bellii (Audouin e M.-Edwards, 1833)		*****	**	2	1	1
Marphysa kinbergi McIntosh, 1910						10
Nematonereis unicornis Schmarda, 1861			**			1
LUMBRINERIDAE						
Lumbrineris gracilis (Ehlers, 1878)			***	9	2	
Lumbrineris latreilli Audouin e M.-Edwards, 1834			#	3		57
Lumbrineris nonatoi Ramos, 1976				13	5	
Ninoe armoricana Glémarec, 1968				3	4	14
Scoletoma emandibulata mabiti (Ramos, 1976)						13
Scoletoma fragilis (Muller, 1776)						1
Scoletoma funchalensis (Kinberg, 1865)					1	
Scoletoma impatiens (Claparède, 1868)	3			4	6	6
ARABELLIDAE						
Drilonereis filum (Claparède, 1868)				6	5	5
DORVILLEIDAE						
Dorvillea rubrovittata (Grube, 1855)				1		
Protodorvillea kefersteini (Mc Intosh, 1879)			***	8		2
Schistomeringos rudolphii (Delle Chiaje, 1828)			#	4	2	
STERNASPIDIDAE						
Sternaspis scutata (Renier, 1807)	1	**				1
OWENIIDAE						
Galathowenia oculata Zachs, 1923			#	1		22
Oweniidae sp.				3		19
FLABELLIGERIDAE						
Brada villosa (Rathke, 1843)				6	5	1
Diplocirrus glaucus Haase, 1915			****			
Pherusa plumosa (Müller, 1776)	3		#		1	
ACROCIRRIDAE						
Acrocirrus frontifilis (Grube, 1860)						1
FAUVELIOPSIDAE						
Fauveliopsis sp.						2
AMPHARETIDAE						
Amage sp.				1		
Ampharetidae sp.				179	54	
Amphicteis gunneri (Sars, 1835)			****			7
Anobothrus gracilis (Malmgren, 1866)						9
Auchenoplax crinita Ehlers, 1887						2
Melinna palmata Grube, 1870						2
Sabellides octocirrata (Sars, 1835)			***			
TRICHOBRANCHIDAE						
Terebellides stroemi Sars, 1835			*****	14	8	8
TEREBELLIDAE						
Amaeana trilobata (Sars, 1873)						3
Pista unibranchia Day, 1963				1		8
SABELLIDAE						
Chone collaris Langerhans, 1880						1
Chone duneri Malmgren, 1867			****			
Euchone rubrocincta (Sars, 1851)			***			
Laonome kroyeri Malmgren, 1865						1
Sabella spallanzani (Gmelin, 1791)		**				
SERPULIDAE						
Serpula vermicularis Linnaeus, 1767		***				

LEGENDA

* specie rara; ** scarsa; *** poco comune; **** comune; ***** molto comune; # l'Autore non dà informazioni sull'abbondanza

Discussione e conclusioni

Come si può osservare dalla Tab. 1, nella quale vengono riportate tutte le specie finora rinvenute nella fossa, non si notano notevoli somiglianze tra il popolamento polichetologico attuale e quelli precedenti, né dal punto di vista qualitativo né quantitativo. Specie comuni o ben rappresentate nei campionamenti di altri Autori non sono state riscontrate in questo lavoro e viceversa (ad esempio le due specie più abbondanti *Levinsenia gracilis* e *Prionospio cirrifera* non erano state rinvenute nella fossa).

Ciò può essere dovuto a vari fattori: sono state adottate differenti metodiche di studio (un più elevato numero di campioni: 159 rispetto ai 15 di Vatova, 19 di Gamulin-Brida e 80 di Katzmann); sono state migliorate le tecniche di campionamento e sorting, che hanno permesso il rinvenimento di una grande quantità di specie di piccole e piccolissime dimensioni (soprattutto spionidi ed alcuni paraonidi) non rinvenute in passato; le finalità di studio non sempre sono sovrapponibili.

Il rinvenimento di 130 specie, di cui 11 prime segnalazioni per l'Adriatico e 2 primi rinvenimenti per i mari italiani conferma, anche per i policheti, l'abbondanza e le peculiarità della fossa di Pomo, già messa in luce da altri Autori per altri gruppi sia animali che vegetali (Hoenigman, 1963; Gamulin-Brida, 1965; Gamulin, 1982).

Complessivamente il popolamento polichetologico della fossa ammonta adesso a 149 specie.

Pertanto non è possibile confermare l'ipotesi di Vatova che il bacino di Pomo, a causa dell'ipossia determinata dalla prolungata stagnazione dell'acqua profonda, fosse una barriera invalicabile per le specie bentoniche. L'ipotesi, peraltro, era già stata rigettata da quegli Autori che hanno individuato nel bacino la presenza di una massa d'acqua proveniente dall'alto Adriatico che, immettendosi nella zona profonda della fossa durante il periodo invernale e mescolandosi più o meno completamente con quella preesistente, permane per tutto il periodo estivo-autunnale; la stasi, pertanto, è responsabile solo di una lieve riduzione della quantità di ossigeno disciolto (circa 83-84% di saturazione) (Artegiani, 1983; Franco e Bregant, 1983).

Summary

In this paper the results of 159 sampling carried out during 1992, 1993 and 1997 in west Pomo Pit are reported.

Sampling were collected by Charcot-Picard dredge and Van Veen grab at depth between 89 and 253 m on soft bottom. 130 species belonging to 39 families of Polychaeta have been found; the best represented families are Spionidae (13 species) and Paraonidae (12 species), to which belong the most abundant species, *Prionospio cirrifera* with 299 specimens and *Levinsenia gracilis* with more than 500 specimens present in nearly all the stations.

The record of *Nephtys agilis* and *Synelmis klatti* is very interesting because not yet reported in Italian seas. *Aonides paucibranchiata*, *Heterospio mediterranea*, *Rhodine gracilior*, *Sphaerodoropsis sphaerulifer*, *Nereimyra punctata*, *Micronephtys mariae*, *Lysibranchia paucibranchiata*, *Lumbrineris nonatoi* and *Auchenoplax crinita* have been found in Adriatic Sea for the first time.

In addition some specimens present characters not relating to any known species and they are probably new taxa.

The main biological indexes (diversity of Shannon, evenness of Pielou) have been applied to the Polychaetes population and a general good specific diversity is revealed.

This study confirms, also for this taxon, the richness and the peculiarity of Pomo Pit, made evident for others groups, by several Authors (Hoenigman, 1963; Gamulin-Brida, 1965; Gamulin, 1982). In addition the number of Polychaetes species found by previous Authors (Vatova, 1940; Gamulin-Brida, 1965 and Katzmann, 1973a, 1973b and 1983) is greatly increased from 55 to 149.

Ringraziamenti

Si ringrazia l'Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima (IRPEM)-CNR di Ancona per aver effettuato i campionamenti ed il sorting, ed in particolare il Prof. Carlo Froglia per averci affidato i policheti per la determinazione.

Bibliografia

ARTEGIANI A. (1983) - Fossa occidentale di Pomo: le condizioni idrologiche nell'inverno del 1981. *Atti V Congresso AIOL, Stresa, 19-22 Maggio 1982*: 145-154.

FRANCO P., BREGANT D. (1983) - Ingressione invernale di acque dense Nord-Adriatiche nella Fossa del Pomo. Nota preliminare. *Atti IV Congresso AIOL., Chiavari, 1-3 Dicembre 1980*: 26/1-26/10.

GAMULIN-BRIDA H. (1965) - Biocenose des Fonds Vaseux au large de l'Adriatique moyenne. *Acta Adriatica,* **10** (10): 1-27.

GAMULIN T. (1982) - Zooplankton, Siphonophora - Calycophorae. *Izv. I Rezult. Oceanogr. Iztraz. Jadranskog mora «Andrja Mohorovicic» 1974-1976*: 183-188.

HOENIGMAN J. (1963) - Amphipoda (Oxycephalidae, Hyperidae) de la Mer Adriatique. *Rapp. Comm. Int. Mer. Medit.,* **17** (2): 591-601.

KATZMANN W. (1973 a) - Contributo alla conoscenza dei policheti del Mare Adriatico (Medio Adriatico-Fondi mobili tra 10 e 230 metri di profondità). *Quad. Lab. Tecnol. Pesca,* **1** (5): 143-155.

KATZMANN W. (1973 b) - Polychaeten von Sedimentböden der mittleren Adria (50-525). *Zool. Jb. Syst. Bd.,* **100**: 436-450.

KATZMANN W. (1983) - Bemerkungen zur Systematik, Ökologie und Tiergeographie der mitteladriatischen Weichbodenpolychaeten. *Ann. Naturhistor. Mus. Wien,* **84/B**: 87-122.

VATOVA A. (1940) - La fauna bentonica del bacino di Pomo (Medio Adriatico). *Not. Ist. Biolog. Rovigno,* **15** (2): 1-12.

VATOVA A. (1949) - La fauna bentonica dell'Alto e Medio Adriatico. *Nova Thalassia,* **1** (3): 1-110.

ZORE ARMANDA M. (1963) - Les masses d'eau de la Mer Adriatique. *Acta Adriatica,* **10**: 1-90.

ZUPANOVIC S., JARDAS I. (1989) - Fauna I Flora Jadrana. Jabuka Kotlina. Prva knjiga. *Institut Za Oceanografiju I Ribarstvo-Split. Fauna et Flora Adriatica,* **4**: 339-381.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 501-507

L. Alcaro, S. Bataloni[1], N. Bergamini[1], A. Biddittu[1], M. Bistacchia[1], G. Magnifico[1], A. Pannocchi[2], M. Penna, B. Trabucco, E. Amato, E. Fresi[1]

Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare,
Via di Casalotti, 300 – 00166 Roma, Italia.
[1]Università degli studi "Tor Vergata" di Roma, Laboratorio di Ecologia Sperimentale e Acquacoltura,
Via di Passolombardo - 00100 Roma, Italia.
[2]A.Q.S. srl, Piazzale Sisto V, Roma, Italia.

MACROZOOBENTHOS DEI FONDI MOBILI DEL MOLISE: ANALISI BIOCENOTICA

SOFT BOTTOMS MACROZOOBENTHOS OF THE COAST OF MOLISE: BIOCOENOTIC ANALYSIS

Abstract

The soft bottom macrozoobenthos communities off Molise coast (central Adriatic Sea) were studied. The data collected in this study were compared with the data–set published by Vatova in 1949 for the same area. 16707 specimens were collected in 52 sampling stations, for a total of 200 taxa. The results show a zonation of the communities related to the hydrodynamic and sedimentary factors.

Key-words: *macrozoobenthos, central Adriatic Sea, community structure, soft-bottoms.*

Introduzione

Le comunità bentoniche rappresentano la "memoria biologica" dell'ecosistema e presentano dinamiche tali da consentire una lettura integrata della variazione spazio-temporale del "mondo fisico" (Damiani *et al.*, 1988). Nei fondi mobili, la composizione del popolamento è in stretta dipendenza con la tessitura del sedimento, e permette di analizzare il rapporto che intercorre tra distribuzione degli individui e idrodinamismo, che si manifesta nella ripartizione delle varie classi granulometriche dalla costa verso il largo. L'indagine sul macrozoobenthos di fondo mobile della costa molisana nel tratto compreso tra le foci dei fiumi Trigno e Fortore (Fig. 1), condotto nell'ambito del programma PRISMA II, ha permesso di apportare nuove conoscenze di natura faunistica e biocenotica in una delle zone meno studiate dell'Adriatico. Attraverso la comparazione dei dati biocenotici con quelli sedimentologici (Fanzutti e Protopsalti, 2000) si è potuto descrivere l'assetto della comunità e dei suoi elementi caratteristici. Se si esclude il vasto "corpus" dei dati pubblicati da Vatova nel 1949 sul macrozoobentos dell'alto e del medio Adriatico, le informazioni biocenotiche disponibili per questo tratto di mare risultano frammentarie e riferibili solo a pochi gruppi tassonomici (Arata e Cattaneo, 1977; Cognetti-Varriale e Zunarelli-Vandini, 1978). Scopo non secondario è quello di indagare eventuali cambiamenti intervenuti nella struttura delle comunità nel corso degli ultimi decenni, confrontando l'insieme dei dati raccolti in questo lavoro con il data-set pubblicato da A. Vatova nel 1949, così come effettuato per altre aree dell'Adriatico (Scardi *et al*., 2000).

Materiali e metodi

Nel corso della campagna oceanografica condotta lungo la costa molisana nell'ot-

tobre 1997 sono state campionate 52 stazioni. Le stazioni indicate con la lettera A pari sono situate sulla batimetrica dei 5 m, le A dispari e le B sulla batimetrica dei 10 m, le C intorno alla batimetrica dei 25 m e le D su i 50 m. Le stazioni Vatova "replicate" (V) sono state posizionate in corrispondenza delle Vatova "originali" (Va).

In ciascuna stazione il sedimento è stato prelevato con una benna Van Veen, fino al raggiungimento di 50 l, ed il materiale è stato setacciato su setaccio con vuoto di maglia di 1 mm. I dati sono stati elaborati tramite tecniche descrittive: "Indicator species analysis" (Dufrene e Legendre, 1997), calcolo dell'indice di diversità di Shannon e Weaver e dell'indice di equitabilità di Pielou (Legendre e Legendre, 1984; Shannon e Weaver, 1949); e attraverso l'utilizzo dell'analisi delle corrispondenze (CA) (Benzécri, 1973).

Risultati

Nel complesso dei campioni esaminati sono stati raccolti ed identificati 16707 individui appartenenti a 200 taxa. Il 28,2% del popolamento è costituito da policheti, seguono tanaidacei (23,7%), molluschi (23,2%), anfipodi (18,2%), mentre il restante

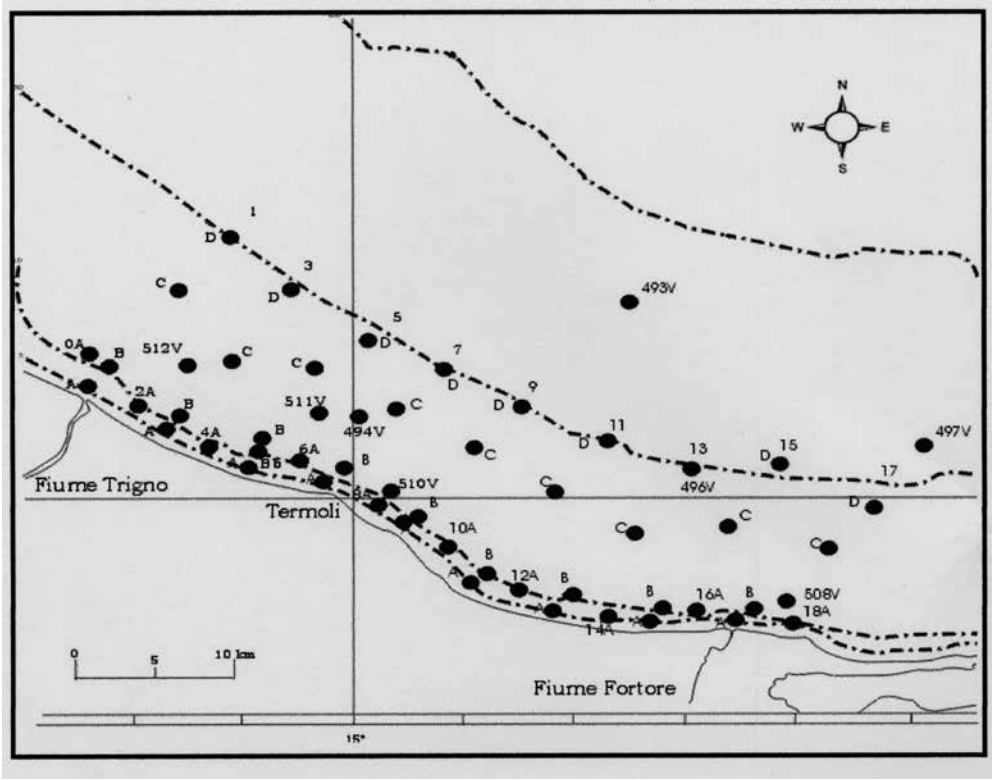


Fig. 1 - Mappa della zona di studio con ubicazione delle stazioni di campionamento.
Map of the study area with location of sampling stations.

6,8% è rappresentato da echinodermi, decapodi ed altri peracaridi.

La specie più abbondante è il tanaidaceo *Apseudes latreilli* (17%) cui seguono *Corbula gibba* (13%), *Sternaspis scutata* (7%), *Apseudes acutifrons* (6%), *Ampelisca brevicornis* (6%), *Urothoe pulchella* (4%), *Chaetozone setosa* e *Ampelisca sarsi* (3%), *Owenia fusiformis*, *Echinocardium mediterraneum* (2%), le altre specie insieme rappresentano il 37% del popolamento.

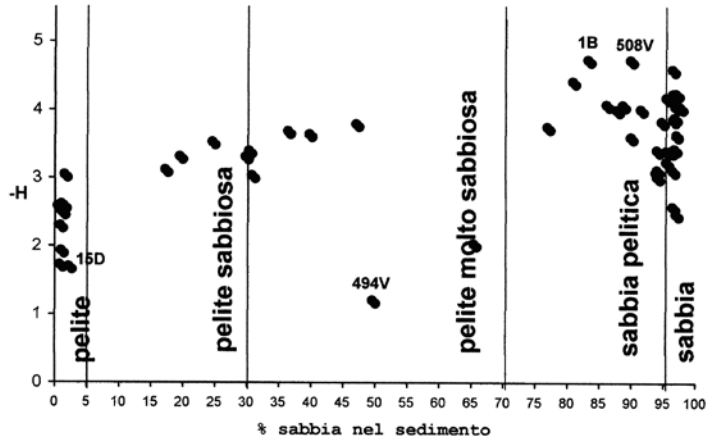


Fig. 2 - Andamento dell'indice di diversità (H') in relazione alla distribuzione dei sedimenti.
Trend diversity index (H') in relation to grain-size distribution.

I valori più elevati di diversità sono stati registrati nelle stazioni caratterizzate da sedimenti sabbioso e le stazioni in cui si sono registrati i più alti valori di H' sono la 1B e la 508 V, posizionate intorno alla batimetrica dei 10 m (Fig. 2). Anche il calcolo dell'indice di Pielou (J) ha un andamento coerente con H' (Fig. 3).

L'"Indicator Species Analysis" ha evidenziato come specie indicatrici il decapode

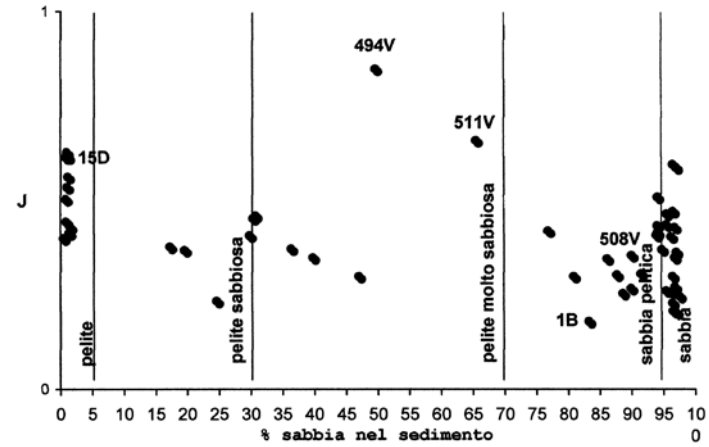


Fig. 3 - Andamento dell'indice di equitabilità (J) in relazione alla distribuzione dei sedimenti.
Trend eveness index (J) in relation to grain-size distribution.

Diogenes pugilator per la sabbia, il polichete *Sternaspis scutata* per la pelite e il tanaidaceo *Apseudes acutifrons* per le peliti miste.

L'ordinamento CA nel piano dei primi due assi (che assorbono rispettivamente il 21,05% e l'11,70% della varianza) (Fig. 4), mostra che i punti-stazione si dispongono secondo un andamento di tipo parabolico. Lungo F1 si osserva l'opposizione delle stazioni su sedimento prevalentemente sabbioso con quelle caratterizzate da un sedimento pelitico.

Tra questi due gruppi più polarizzati, si osserva un gruppo di punti-stazione che si separa lungo F2, con saturazioni negative.

L'analisi della matrice binaria, per il confronto qualitativo con i dati di Vatova, produce un ordinamento (Fig. 5) nel piano dei primi due assi (F1 = 5,52%, F2 = 13,30% della varianza) nel quale si riconoscono due clusters principali lungo F1. Le stazioni "origi-

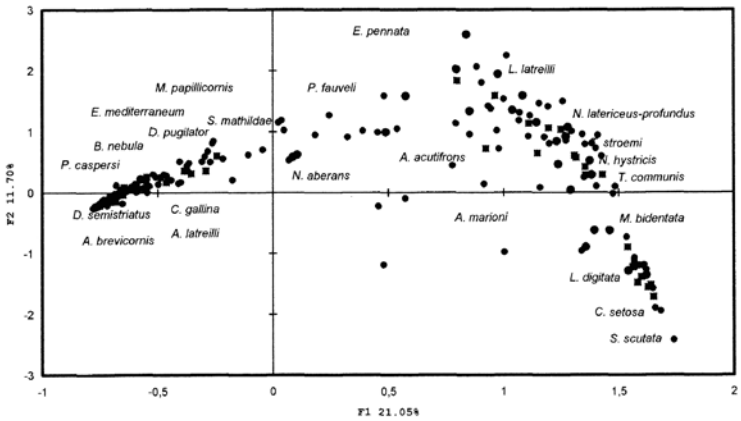


Fig. 4 - Analisi delle Corrispondenze: andamento strutturale della comunità.
Correspondence Analysis: community structure.

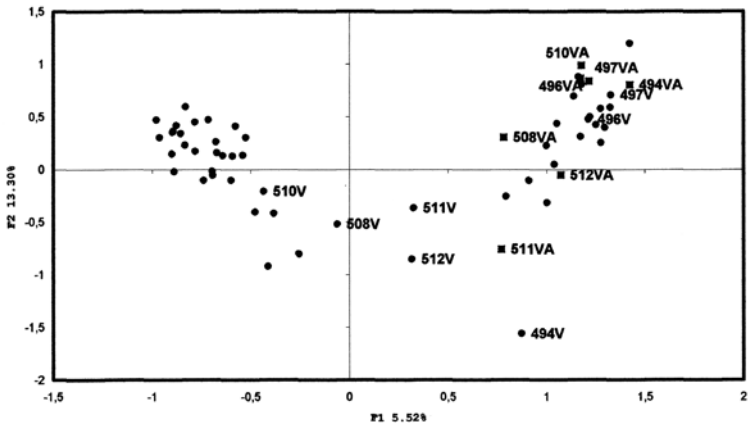


Fig. 5 - Analisi strutturale della comunità: confronto con i dati di Vatova.
Community structure analysis: comparison with Vatova's data.

nali" di Vatova ricadono interamente nel cluster posizionato nella parte positiva di F1.

Discussione e conclusioni

L'analisi CA mette in evidenza che nel piano definito da i primi due assi i punti si ordinano in diversi gruppi che corrispondono a entità cenotiche (Russo e Fresi, 1983-84). Negli ordinamenti ottenuti è stato possibile osservare la separazione delle stazioni a sedimento sabbioso, site sulle batimetriche dei 5 e 10 m, da quelle caratterizzate da sedimento prevalentemente pelitico (batimetriche dei 50 m) tra cui si interpongono le stazioni ricadenti su sedimenti misti sabbioso-pelitici, localizzate prevalentemente sulla batimetrica dei 25 m. Il cluster delle sabbie è caratterizzato da specie ben adattate agli ambienti ad alta energia come *Diogenes pugilator*, *Sigalion mathildae*, *Echinocardium mediterraneum*, *Donax semistriatus*, specie considerate da Pérès e Picard, (1964) caratteristiche esclusive della biocenosi delle Sabbie Fini Ben Calibrate (SFBC). Il gruppo di stazioni caratterizzate da sedimenti pelitici è definito da specie come *Sternaspis scutata*, *Labidoplax digitata*, *Turritella communis,* specie diagnostiche della biocenosi dei Fanghi Terrigeni Costieri (VTC) (Pérès e Picard, 1964). Su sedimenti più eterogenei troviamo invece specie a più larga ripartizione ecologica (Gambi *et al.*, 1983-84; Picard, 1965). E' stata quindi prodotta una carta biocenotica interpolando la coordinata al primo asse fattoriale dell'ordinamento CA (Fig. 6).

La configurazione di tipo parabolico che assume il popolamento fa presumere

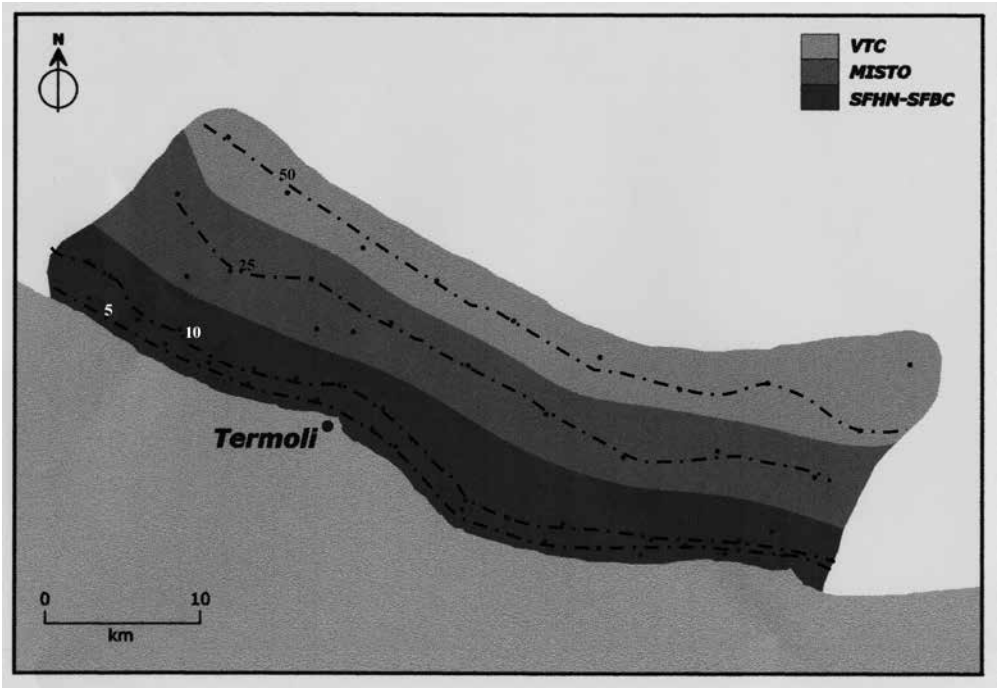


Fig. 6 - Carta biocenotica dell'area di studio.
Biocoenotic map of the study area.

l'esistenza di una distorsione del tipo "effetto Guttman" (Fresi e Gambi, 1982). In questi casi, infatti, il secondo asse è funzione parabolica del primo. Questa distorsione appare spesso quando si esaminano le variazioni del popolamento associato a gradienti ambientali; sembra trattarsi soprattutto dell'effetto della "Diversità β" (Fresi e Gambi, 1982), cioè dal tasso di ricambio di specie lungo la serie esaminata, come viene confermato dall'andamento di alcuni parametri strutturali, quali ricchezza in specie, diversità ed abbondanza.

Il primo asse può essere quindi interpretato come un gradiente costa-largo, riassumibile nella variazione granulometrica del sedimento che riflette, a sua volta, un gradiente di energia ambientale (idrodinamismo).

Il tentativo di analizzare l'evoluzione dei popolamenti macrozoobentonici del Molise nell'arco degli ultimi sessanta anni, è stato condotto utilizzando il data-set di Vatova congiuntamente con altri data-set più recenti, ma lavorando sul minimo livello di informazione disponibile, cioè sui dati di presenza-assenza e limitatamente alle specie comuni a tutti i data-set e la cui determinazione fosse ragionevolmente accertata. Il principale limite nell'uso del data-set di Vatova è la mancanza di informazioni sulle procedure effettivamente utilizzate per il campionamento e soprattutto per il sorting del materiale prelevato.

Dal confronto con i dati prodotti da Vatova, si osserva che le stazioni "Vatova originali" ricadono tutte nel cluster delle stazioni caratterizzate da una comunità di fango. Alcune delle stazioni "Vatova replicate" (508V, 510V, 512V) ricadono invece soprattutto nel cluster intermedio rappresentato da stazioni caratterizzate da comunità misticole o tendenti al sabulicolo.

Le conclusioni che emergono da questo lavoro mostrano che la zonazione del popolamento, analizzato in questa area, è fortemente influenzata dal gradiente idrodinamico costa-largo, materializzato dalla tessitura del sedimento, secondo quanto già noto in letteratura (Fresi *et al.*, 1983). Si possono identificare due comunità principali, quella degli ambienti ad alta energia, biocenosi delle sabbie fini e ben calibrate e la biocenosi dei fanghi terrigeni costieri (Pérès e Picard, 1964), tra le due si dispone una fascia caratterizzata da sedimenti a granulometria mista che ospita un popolamento governato da interazioni di ordine biologico più che dalla specificità per il substrato (Gambi *et al.*, 1983-84).

Il secondo asse evidenzia una sorta di "effetto margine" per sovrapposizione e ridondanza di specie a larga ripartizione ecologica in bande zonali dove diminuisce la presenza delle specie caratteristiche o può essere dovuto all'"effetto intensità" (Gambi *et al.*, 1983-84), che può trovare una spiegazione nell'eterogeneità della tessitura dei sedimenti, che produce una maggior diversificazione del popolamento, dimostrata dalla presenza delle specie misticole suddette costituendo una vera e propria biocenosi così come evidenziato da diversi Autori.

Nonostante le limitazioni di utilizzo della serie storica dei dati "Vatova" l'analisi qualitativa delle variazioni del popolamento dal '49 ad oggi ha permesso in linea generale di evidenziare un relativo debito sedimentario avvenuto negli ultimi sessant'anni. Lo stesso fenomeno è stato osservato nella comparazione storica dei dati attuali con quelli del Vatova per la porzione più settentrionale del bacino Adriatico (Scardi *et al*., 2000). Una possibile spiegazione di questo fenomeno, può risiedere nelle variazioni quali-quantitative degli apporti terrigeni, dovuto allo sviluppo delle attività antropiche ed alla gestione del territorio: le portate dei fiumi sono andate regolarizzandosi, con piene più sporadiche e meno intense e gli apporti si sono progressivamente arricchiti

della frazione detritica grossolana.

Summary

The Autors studied the soft bottom macrozoobenthos communities off Molise coast (Central Adriatic Sea). 52 samplers were examined and 16707 speciemen were identified, belonging to Polycheta, Mollusca, Echinodermata and Crustacea taxa, for a total of 200 species. The study was realized utilizing quali-quantitative methods: biological data were compared with sedimentary data. The results show a zonation of the community structure related to the hydrodynamic and sedimentary factors, underling the strict linkage between physical parameters and species composition. In addition, the data collected in this study were compared with the data–set published by Vatova in 1949 for the same area. In order to avoid methodological biases, only presence/absence information was taken into account. The results show that a relative decrease in the sediment fine-fraction occurred in the last 60 years, probably due to the changes in the quality and the amount of terrestrial run-off.

Bibliografia

ARATA P., CATTANEO R. (1977) – Descrizione dei fondi litorali a sud di Termoli. L'attività subacquea nel campo della ricerca scientifica. *Inquinamento*, **7/8**: 80-82.

BENZÉCRI G.P. (1973) – *L'Analyse des données. 2: L'Analyse des correspondances*. Dunod, Paris: 632 pp.

COGNETTI-VARRIALE A.M., ZUNARELLI-VANDINI R. (1978) – Distribution des polychetes sur les fonds meubles infralittoraux du Molise (Adriatique). *Cahiers de Biologie Marine*, **9**: 37-45.

DAMIANI V., BIANCHI N.C., FERRETTI O., BEDULLI D., MORRI C., VIEL M., ZURLINI G. (1988) – Risultati di una ricerca ecologica sul sistema marino costiero pugliese. *Thalassia Salentina*, **18**: 153-169.

DUFRENE M., LEGENDRE P. (1997) – Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*, **67** (3): 345-366.

FANZUTTI G.P., PROTOPSALTI I. (2000) – Sedimentazione recente sul PRISMA costiero del Molise (Adriatico Centrale). *Atti congresso A.I.O.L.,* **13** (2): 79-98.

FRESI E., GAMBI M.C. (1982) – Alcuni aspetti importanti dell'analisi matematica di ecosistemi marini. *Natural. Sicil.*, S. 4-6 (Suppl.) **3**: 449-465.

FRESI E., GAMBI M.C., FOCARDI S., BARGAGLI R., BALDI F., FALCIAI L. (1983) – Benthic community and sediment types: a structural analysis. *Mar. Ecol.*, **4** (2): 101-121.

GAMBI M.C., GIANGRANDE A., FRESI E. (1983-84) – Policheti di fondo mobile del Golfo di Salerno: ipotesi di un modello di distribuzione generale. *Nova Thalassia*, (Suppl.) **6**: 575-583.

LEGENDRE L., LEGENDRE P. (1984) – *Écologie numérique. Tome 1 et 2. Le traitement multiple de données écologiques*. Masson-Presses de l'Université du Quebec: 260 pp.

PÉRÈS J.M., PICARD J. (1964) – Nouveau manuel de Bionomie benthique de la Mer Mediterranee. *Extr. Rec. Trav. Sta. Mar. Endoume Bull*., **31** (47): 1-137.

PICARD J. (1965) – Recherques qualitatives sur les biocenoses marines des substrats meubles dragables de la region Marseillaise. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume*, **52** (36): 1-160.

RUSSO G.F., FRESI E. (1983-84) – Analisi strutturale del popolamento a molluschi nei fondi mobili del Golfo di Salerno: aspetto invernale. *Nova Thalassia*, Suppl. **6**: 645-653.

SCARDI M., CREMA R., DI DATO P., FRESI E., OREL G. (2000) – Le comunità bentoniche dell'alto Adriatico: un'analisi preliminare dei cambiamenti strutturali dagli anni '30 ad oggi. In: ICRAM (ed), *Impact of trawl fishing on benthic communities – Proceedings*: 95-108.

SHANNON C, WEAVER W. (1949) – *The mathematical theory of communication*. The University of Illinois Press, Urbana.

VATOVA A. (1949) – La fauna bentonica dell'Alto e Medio Adriatico. *Nov. Thal.*, **1** (3): 1-110.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 508-516

M. Mistri, R. Rossi, E.A. Fano

Dipartimento di Biologia, Sezione di Biologia Evolutiva, Università di Ferrara,
Via L. Borsari, 46 - 44100 Ferrara, Italia.

COMPLEMENTARITÀ STRUTTURALE E FUNZIONALE DELLA MACROFAUNA BENTONICA IN UNA LAGUNA ALTO ADRIATICA (SACCA DI GORO)

MACROFAUNAL STRUCTURAL AND FUNCTIONAL COMPLEMENTARITY IN A NORTHERN ADRIATIC LAGOON (SACCA DI GORO)

Abstract

The structural and functional complementarity of the macrobenthic faunal assemblage inhabiting the Sacca di Goro was studied through a five years long study. Three subtidal stations were sampled in 3 replicates at seasonal intervals. Structural parameters and multivariate analysis were performed to assess community structure of the benthic assemblages. From the complete data-set of the 52 species collected in the study period, only one subset of species which closely matched the community pattern exhibited by the complete data-set was found at each station. These subsets were constituted by 7, 6 and 5 species at St.s A, B and C, respectively. Feeding guilds represented were suspension feeders, surface deposit feeders and grazers. From our data, the benthic communities in the Sacca exhibited a quite poor structural complementarity.

Key-words*: macrobenthos, community structure, complementarity, lagoons, Adriatic Sea.*

Introduzione

L'analisi della risposta delle comunità acquatiche alle modificazioni dell'ambiente utilizza tecniche di ordinamento dove le relazioni fra i campioni vengono riassunte contraendo uno spazio multidimensionale in due o al massimo tre dimensioni (Clarke, 1993). Questo implica che molte specie devono essere intercambiabili nel caratterizzare la comunità, e che l'analisi di un sottoinsieme estratto dal complemento totale delle specie dovrebbe portare a risultati simili a quelli ottenibili analizzando l'insieme completo delle specie. Per le comunità marine (Gray *et al*., 1988) sembra esservi una notevole ridondanza nelle specie che caratterizzano la composizione della comunità. Questo paradigma è stato ampiamente sfruttato nei programmi di monitoraggio ambientale soprattutto nei paesi nordici, dove l'analisi dell'impatto sulla comunità viene spesso studiato ad un livello di risoluzione tassonomica superiore a quello della specie, sotto l'assunto che le specie all'interno dello stesso *taxon* reagiscono in modo simile alle modificazioni ambientali. Esperienze similari, con identici risultati, sono state eseguite anche nelle lagune costiere Alto Adriatiche (Mistri e Rossi, 2001). Se le specie che possono sostituirsi sono anche equivalenti funzionali, il livello di tale ridondanza deve essere considerato come una misura della resistenza dell'insieme (Chapin *et al*., 1995), e la ridondanza stessa è indicativa del potenziale di compensazione funzionale (Frost *et al*., 1995). Lo studio della qualità degli ambienti costieri non può non prescindere da una analisi della componente zoobentonica, ed infatti numerosi indicatori utilizzano l'abbondanza, la biomassa o il rapporto relativo tra *taxa* della componente faunistica (Eaton, 2001). In quest'ambito, un campo ancora inesplorato è costituito dallo studio della ridondanza strutturale e funzionale della comunità bentonica come indicatore a lungo termine della qualità ambientale. L'ipotesi da testare postula un'elevata ridon-

danza (molte specie con la medesima funzione all'interno della comunità, e quindi potenzialmente intercambiabili fra di loro) nelle comunità ben strutturate, di ambienti stabili e non impattati: una elevata ridondanza implica un elevato potenziale di compensazione nella comunità, il quale, a sua volta, è una stima della sua resistenza.

In questo lavoro viene studiato il concetto di ridondanza nella comunità macrobentonica di un ambiente di transizione (la Sacca di Goro) mediante analisi multivariata. La comunità macrobentonica di tale ambiente è caratterizzata da un basso numero di specie (Mistri *et al*., 2001). La domanda che ci si pone è: la comunità della Sacca, ambiente interessato da disturbo cronico e, saltuariamente, da eventi catastrofici, esibisce una qualche ridondanza funzionale e strutturale oppure, a causa della severità delle condizioni dell'habitat, il numero di specie è talmente ridotto che ognuna di esse svolge un ruolo non-intercambiabile nella comunità?

Materiali e metodi

La Sacca di Goro è una laguna costiera microtidale sita nell'area meridionale del Delta del Po, con una estensione di circa 26 km^2 ed una profondità media di circa 1,5 m. L'analisi è stata eseguita su una serie temporale di dati di abbondanza del macrobenthos proveniente da 3 stazioni allocate lungo un gradiente di confinamento (St A: area a scarsissima vivificazione; St B: centro laguna; St C: prossimità della bocca a mare) e campionate, con frequenza trimestrale, dal Gennaio 1993 al Dicembre 1998. La struttura della comunità in ciascuna stazione è stata descritta mediante a) indici univariati, quali il numero di *taxa*, la ricchezza specifica di Margalef (*d*), la diversità di Shannon-Wiener (*H'*), l'equiripartizione di Pielou (*J'*), e b) analisi multivariata (ordinamento mediante MDS nonparametrico delle matrici di similarità di Bray-Curtis). La ridondanza strutturale e funzionale delle comunità è stata studiata applicando una routine iterativa (Clarke e Warwick, 1994): da ciascuna matrice dei dati di abbondanza sono state estratte sottomatrici ridotte per le quali la correlazione delle matrici di similarità con le matrici di similarità originali (costituite, cioè, dall'intero complemento di specie), calcolata mediante il coefficiente per ranghi di Spearman, viene massimizzata ($r = 0{,}95$). Il set di specie così estratto costituisce il primo sottoinsieme formato dal quel più o meno ridotto numero di specie il cui pattern rispecchia quello principale della comunità. Le specie estratte vengono quindi eliminate dalla matrice, ed il processo viene iterativamente ripetuto al fine di verificare se esistono ulteriori sottoinsiemi di specie le cui matrici di similarità mostrano una correlazione significativa al 95% con quella precedentemente ottenuta dalla matrice completa dei dati. Il numero e la composizione tassonomica di tali ulteriori set estratti fornisce indicazioni riguardanti la ridondanza strutturale della comunità.

Risultati

Nel periodo considerato sono stati raccolti e classificati complessivamente 52 taxa macrobentonici (Tab. 1). Nella Fig. 1 vengono riportati gli andamenti degli indici strutturali di comunità per le 3 stazioni considerate. Nei 5 anni di osservazione, l'andamento complessivo di ciascun indice in ciascuna stazione è risultato caratterizzato da ampie variazioni, che riflettono probabilmente l'elevato livello di disturbo a cui tali comunità sono soggette. La Fig. 2 (a, b, c) riporta i pattern di ordinamento mediante MDS ottenuti dal set completo dei dati di abbondanza delle comunità nelle 3 stazioni. La traiettoria temporale delle 3 comunità risulta particolarmente complessa, in modo particolare nelle St. A e B, evidenziando come le comunità non seguano un chiaro pattern

unidirezionale. Quindi, per ciascuna stazione, è stato identificato il set minimo di specie la cui correlazione per ranghi con la matrice completa dei dati raggiunge o eccede il valore di r=0,95. Nella St. A sono state estratte 7 specie, nella St. B 6 specie, e nella St.

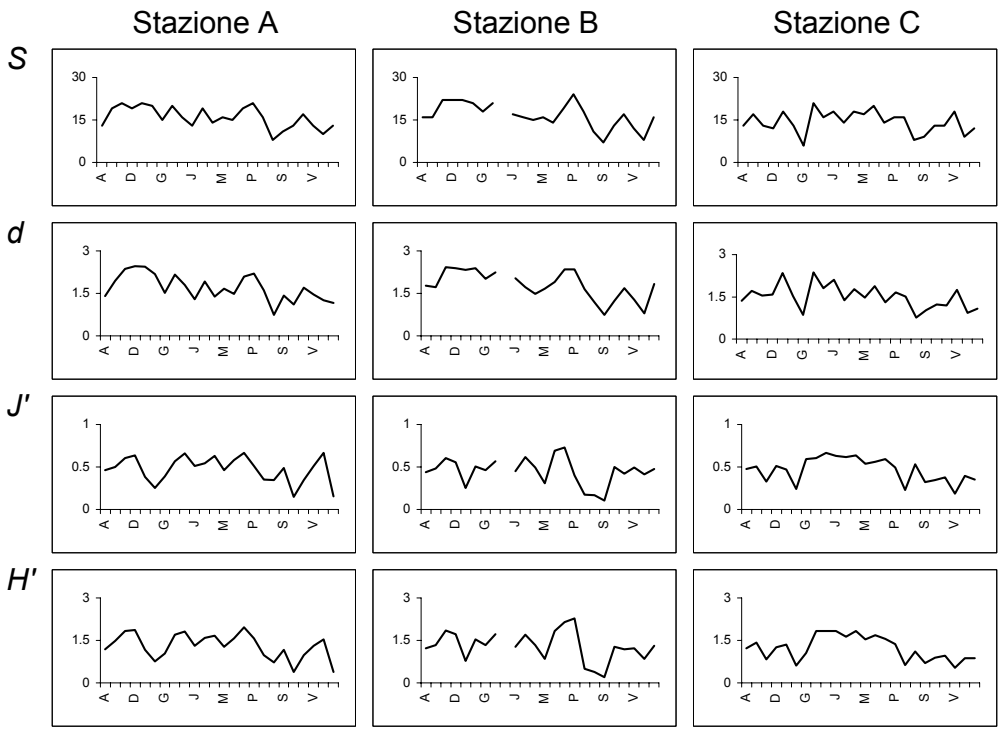


Fig. 1 - Andamento degli indici di comunità alle 3 stazioni nel periodo considerato (*S*: numero di *taxa*; *d*: ricchezza specifica; *J'*: equiripartizione; *H*': diversità).
*Trend of community descriptors at the three stations (*S: *number of* taxa; d: *species richness;* J': *evenness;* H': *diversity).*

C 5 specie. La Fig. 2 (d, e, f) mostra i diagrammi di ordinamento ottenuti utilizzando solamente i set di specie identificati: risulta evidente come, per ciascuna stazione, il pattern della comunità macrobentonica rimanga invariato. I 3 sottoinsiemi di specie sono stati quindi eliminati, e la procedura di estrazione è stata ripetuta; il valore di r=0,95 non è stato raggiunto in nessuna delle 3 comunità, ed il processo iterativo si è concluso al raggiungimento di un valore massimo di r. Nella St. A sono state estratte 14 specie, nella St. B 10 specie, e nella St. C 12 specie. La Fig. 2 (g, h, i) mostra l'ordinamento ottenuto utilizzando questi ultimi sottoinsiemi di specie, ed è evidente come i pattern generali di comunità siano differenti da quelli precedentemente ottenuti, anche se per la comunità della St. C (Fig. 2i) una certa affinità visiva può ancora essere notata.

Nella Tab. 2 è riportata la composizione tassonomica dei sottoinsiemi di specie ottenuti mediante il processo iterativo; ciascuna specie è stata attribuita ad una guild

trofica. Considerando il primo subset di specie, quello che cioè riflette il pattern dell'intera comunità, si nota come alcune specie siano costantemente presenti in tutte e 3 le comunità. Il gruppo dei detritivori rimane invariato ed è costituito da 2 specie: *Hydrobia ventrosa* e *Corophium insidiosum*; tra i sospensivori, il bivalve *Musculista senhousia* caratterizza sempre la guild, così come *Microdeutopus gryllotalpa*, in tutte e 3 le stazioni, e *Gammarus aequicauda*, nei 2/3 dei siti, tra il gruppo degli erbivori raschiatori. Nel primo subset, la guild dei predatori è invece presente solo nella St. B, rappresentata da *Brachynotus sexdentatus*. Il secondo subset è costituito da un numero maggiore di specie per guild (con l'eccezione degli erbivori nella St. A); nelle St. B e C appare anche il gruppo dei limivori, caratterizzato dalla presenza di C*hironomus salinarius* e di *Pectinaria koreni*, quest'ultimo solo presso la St. C.

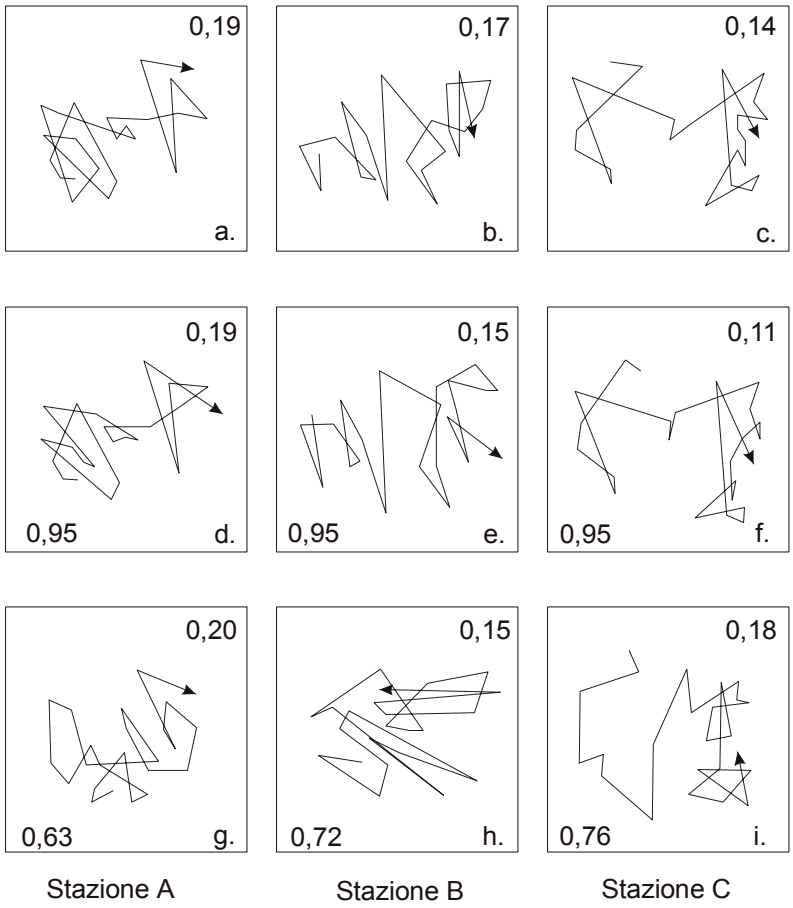


Fig. 2 - Ordinamento mediante MDS a ciascuna stazione dell'intero set di dati (a, b, c), del primo sottoinsieme di specie (d, e, f), del secondo sottoinsieme di specie (g, h, i). Il valore di stress è riportato in alto a destra, quello del coefficiente di Spearman in basso a sinistra.

MDS ordination at each station of the complete data set (a, b, c), of the first subunit of species (d, e, f), and of the second subunit of species (g, h, i). Stress value is reported on the upper right, while Spearman coefficient on the bottom left.

Tab. 1 - Lista tassonomica e abbondanze medie (classi logaritmiche).
Taxonomic list and average abundance (logarithmic classes).

Taxon	Stn. A	Stn. B	Stn. C
Actinia sp. 1	++	++	++
Turbellaria spp.	+	+	+
Bittium reticulatum (Da Costa, 1778)	+	+	+
Hydrobia ventrosa (Montagu, 1803)	++++	+++	++++
Cyclope neritea (Linnaeus, 1758)	+	+	-
Hinia reticulatus (Linnaeus, 1758)	+	+	+
Chrysallida sp. 1	+	+	-
Haminoea hydatis (Linnaeus, 1758)	++	++	+++
Scapharca inaequivalvis (Bruguiére, 1789)	++	++	++
Mytilus galloprovincialis Lamarck, 1819	++	++	+
Mytilaster minimus (Poli, 1795)	++	++	+
Xenostrobus securis Wilson, 1967	+	+	+
Musculista senhousia Benson in Cantor, 1842	++++	++++	++++
Crassostrea gigas (Thunberg, 1793)	-	-	+
Cerastoderma glaucum (Poiret, 1789)	++	++	+++
Tellina donacina (Linnaeus, 1758)	+	+	-
Abra ovata Philippi, 1836	+	+	+
Tapes philippinarum (Adams & Reeve, 1850)	+	+	+
Polydora ciliata (Johnston, 1838)	+	+	+
Prionospio multibranchiata Berkeley, 1926	+	-	+
Spio decoratus Bobretzky, 1870	+	-	-
Streblospio shrubsolii (Buchanan, 1890)	+	+	+
Spionidae spp.	+	-	-
Capitella capitata (Fabricius, 1780)	++	++	++
Heteromastus filiformis (Claparéde, 1864)	-	+	-
Mysta picta (Quatrefages, 1865)	-	+	++
Phyllodoce lineata (Claparéde, 1864)	+	-	+
Glycera convoluta Keferstein, 1862	+	-	-
Hesionidae spp.	-	+	-
Neanthes succinea (Frey & Leuchart, 1847)	+++	++	++
Nereis sp. 1	+	+	+
Nephtys hombergi Savigny, 1818	+	+	-
Aphrodita aculeata Linnaeus, 1761	+	-	-
Pectinaria koreni (Malmgren, 1866)	+	-	+
Ficopomatus enigmaticus (Fauvel, 1923)	+++	++	+++
Hydroides dianthus (Verrill, 1873)	+++	++	+++
Oligochaeta spp.	+	+	+
Balanus sp. 1	++	+	++
Ostracoda spp.	-	+	-
Idotea baltica (Pallas, 1772)	+++	+++	+++
Sphaeroma serratum Fabricius, 1787	-	-	+
Lekenesphaera hookeri (Leach, 1814)	+	-	+
Microdeutopus gryllotalpa A. Costa, 1853	+++	+++	+++
Corophium insidiosum Crawford, 1937	+++	+++	+++
Gammarus aequicauda (Martynov, 1931)	++++	++++	++++
Caprellidae spp.	-	+	-
Palaemon elegans Rathke, 1837	+	+	++
Carcinus aestuarii Nardo, 1847	+	+	++
Eriphia verrucosa (Forsskal, 1775)	+	-	+
Brachynotus sexdentatus (Risso, 1827)	+	+	+++
Chironomus salinarius Kieffer in Thienemann, 1815	++	+++	++
Ascidia sp. 1	+++	+++	+++

Tab. 2 - Sottoinsiemi di specie estratti a ciascuna stazione (r=coefficiente per ranghi di Spearman).
Taxonomic composition of species subset from the peeling procedure (r = Spearman rank correlation value).

Stazione A		Stazione B		Stazione C	
Subset 1 r = 0,95	Subset 2 r = 0,63	Subset 1 r = 0,95	Subset 2 r = 0,72	Subset 1 r = 0,95	Subset 2 r = 0,76
Detritivori *H. ventrosa* *C. insidiosum*	Detritivori *P. ciliata* *N. succinea* *Nereis* sp. *1*	Detritivori *H. ventrosa* *C. insidiosum*	Detritivori *A. ovata* *N. succinea*	Detritivori *H. ventrosa* *C. insidiosum*	Detritivori *A. ovata* *N. succinea*
Sospensivori *F. enigmaticus* *M. senhousia* *Ascidia* sp. 1	Sospensivori *M. minimus* *C. glaucum* *T. philippinar.* *T. donacina* *H. dianthus* *Balanus* sp. 1	Sospensivori *M. senhousia* *Ascidia* sp. 1	Sospensivori *M. minimus* *H. dianthus* *F. enigmaticus*	Sospensivori *M. senhousia*	Sospensivori *M. minimus* *C. glaucum* *H. dianthus* *Balanus* sp. 1
Erb. raschiatori *G. aequicauda* *M. gryllotalpa*	Erb. raschiatori *I. baltica*	Erb. raschiatori *M. gryllotalpa*	Erb. raschiatori *I. baltica* *G. aequicauda*	Erb. raschiatori *G. aequicauda* *M. gryllotalpa*	Erb. raschiatori *I. baltica* *S. serratum*
	Predatori Turbellaria *H. reticulatus* *C. aestuarii* *E. verrucosa*	Predatori *B. sexdentatus*	Predatori *Actinia* sp. 1 *H. reticulatus* Limivori *C. salinarius*		Predatori *M. picta* *C. aestuarii* Limivori *P. koreni* *C. salinarius*

Discussione e conclusioni

Sulla eventuale ridondanza delle specie negli ambienti naturali sono state formulate due ipotesi. L'ipotesi del "rivetto" (Ehrlich e Ehrlich, 1981), per analogia coi rivetti che tengono assieme le strutture di un aeroplano, postula che tutte le specie, per una piccola ma significativa parte, contribuiscono all'integrità dell'ecosistema: ogni singola specie ha il suo ruolo, per cui esiste un limite preciso alla quantità di rivetti che possono essere eliminati senza che la struttura collassi. In altri termini, la progressiva perdita di specie progressivamente danneggia le funzioni dell'ecosistema. Nella più recente ipotesi delle "specie ridondanti" (Walker, 1992), al contrario, la ricchezza specifica è irrilevante: ciò che conta è che la biomassa dei produttori primari, dei consumatori, dei detritivori, etc. rimanga costante. Se tale condizione viene rispettata, il sistema è in grado di funzionare perfettamente anche se caratterizzato da un complemento di specie relativamente basso. Questo comunque non implica che tutte le specie di un insieme siano uguali: per analogia, l'eliminazione di un campione casuale di strutturati da una università può avere (ma può anche non avere) ripercussioni sul normale svolgimento della didattica. Walker (1992) definisce alcune specie "conducenti", altre "passeggeri"; Ehrlich e Ehrlich (1981) avevano definito le prime "keystone species".

In natura, numerosi processi possono essere mantenuti a livelli pressoché costanti in un certo habitat, nonostante stress cronico o eventi catastrofici possano provocare sostanziali fluttuazioni nel numero delle specie che operano tali processi. Tale resistenza al cambiamento, per quanto detto sopra, dovrebbe riflettere una complementarità funzionale: all'interno della comunità, specie con funzioni simili rimpiazzano quelle perdute. La complementarità, o ridondanza funzionale, è dunque essenziale per il mantenimento a lungo termine dei processi comunitari (competizione, predazione, mutualismo) ed ecosistemici (flussi di energia e riciclo di materia). Infatti, se una guild in una comunità è costituita soltanto da poche specie, è più probabile che stress cronico o eventi catastrofici che riducano il complemento di specie alterino i processi associati a quella guild. Nelle 3 stazioni considerate, le comunità macrobentoniche sono soggette ad un notevole livello di disturbo, come evidenziato dalle ampie variazioni negli indici strutturali e dallo scattering dei punti-comunità nei diagrammi di ordinamento ottenuti considerando l'intero set di specie. Ampie variazioni stagionali di temperatura e salinità, ipossia ed anossia estiva della colonna d'acqua, presenza di grosse quantità di alghe pleustofitiche, attività antropica sono solo alcuni degli eventi di disturbo che influenzano le comunità della Sacca di Goro.

L'approccio metodologico utilizzato in questo lavoro, il matching mediante una correlazione per ranghi tra l'intera comunità e un suo sottoinsieme le cui specie sono estratte iterativamente, in realtà probabilmente consente di indagare la eventuale complementarità strutturale di quella comunità, non specificamente quella funzionale. Indicazioni sulla ridondanza funzionale di una comunità possono essere ricavate solo mediante esperimenti di manipolazione della comunità (Turner, 1983; Frost *et al*., 1995). Tuttavia, l'analisi funzionale dei sottoinsiemi estratti (pur considerando le difficoltà che spesso si incontrano nel dover assegnare una specie ad una guild) può permettere di formulare alcune considerazioni sulla complementarità funzionale della comunità. In ciascuna delle 3 comunità studiate, è stato estratto un solo sottoinsieme di specie che soddisfa il criterio metodologico adottato, ed il cui pattern temporale è identico a quello ottenuto dall'intero set di specie. Queste specie sono quelle che, attualmente e dal punto di vista strutturale, guidano il pattern generale in ciascuna delle 3 comunità. Infatti, eliminandole e ripetendo l'analisi di ordinamento, il pattern di comunità a ciascuna stazione risulta completamente diverso. Non è chiaro se sia possibile affermare con certezza che queste siano le specie "conducenti" (*sensu* Walker, 1992) delle comunità; di sicuro sono quelle che per presenza e per abbondanza hanno caratterizzato le traiettorie nel tempo delle comunità, ma può anche essere che esse stesse siano state "rimorchiate" (*sensu* Stanseth, 1979) da altri fattori forzanti. Nella Sacca di Goro, per esempio, la maggior parte delle specie incluse nel primo sottoinsieme estratto (*Hydrobia ventrosa*, *Gammarus aequicauda*, *Microdeutopus gryllotalpa*, *Corophium insidiosum*) sono *taxa* strettamente associati, perlomeno nelle lagune Alto Adriatiche, alle varie fasi del ciclo vitale della macroalga *Ulva rigida* (Tagliapietra *et al*., 1998). *U. rigida* è forse la macrofita acquatica maggiormente rappresentata nella Sacca (Viaroli *et al*., 1996), ed il suo ciclo (blooms primaverili, senescenza estiva e decomposizione autunnale) gioca un ruolo fortemente strutturante sulla comunità bentonica (Tagliapietra *et al*., 1998; Mistri *et al*., 2002). La complementarità strutturale delle comunità macrobentoniche della Sacca di Goro sembra, comunque, bassa; il loro pattern è dettato in massima parte da poche specie, buona parte delle quali dipendono da una cadenza pressappoco annuale i cui tempi sono dettati dal ciclo di macroalghe pleustofitiche. Dovesse disgregarsi tale cadenza, il pattern di comunità verrebbe, probabilmente, profondamente modificato.

I primi studi riguardanti la complementarità strutturale delle comunità macrobentoniche risalgono ad oltre un decennio fa: Gray *et al*. (1988) riuscirono ugualmente a discriminare tra 6 stazioni nel Frierfjord (Norvegia) utilizzando meno del 20% del complemento di specie caratterizzante tale area (N=110). La complementarità strutturale del macrobenthos è stata studiata anche presso la Baia di Morlaix (Francia), nell'ambito di una serie di indagini volte a definire il grado di recupero della comunità macrobentonica a seguito del naufragio della petroliera Amoco Cadiz (Clarke e Warwick, 1998). Sono stati estratti ben 4 sottoinsiemi soddisfacenti il criterio metodologico adottato, anche se è necessario ricordare che il set di partenza comprendeva ben 257 specie. Questi risultati sono indicativi del differente grado di strutturazione delle comunità macrobentoniche marine e lagunari, con le prime caratterizzate da un maggiore complemento di specie e da una complementarità strutturale più elevata.

Attributi quali il numero di specie e l'ampiezza funzionale espressa dai *taxa* presenti in un habitat possono essere immaginati come un'assicurazione contro grandi cambiamenti a seguito di disturbo o di modificazioni dell'ambiente (Chapin *et al*., 1995). Nonostante il basso numero di specie che caratterizza la Sacca di Goro, tutte le guild sono ben rappresentate, indice di discreta ampiezza funzionale della comunità. Sotto l'assunto che la metodologia adottata possa, comunque, fornire una qualche informazione sulla sua ridondanza funzionale, è possibile ipotizzare una discreta capacità tampone della comunità in risposta ad eventi che vadano a riguardare membri di una guild (sovrasfruttamento, eliminazione o introduzione di specie) mediante meccanismi di compensazione. Pur non essendo validata, questa ipotesi non è, forse, molto distante dalla realtà: la guild dei sospensivori, per esempio, negli ultimi 20 anni ha visto scomparire membri (*Tapes decussatus*) ed apparirne altri (*Scapharca inaequivalvis*, *Tapes philippinarum*, *Musculista senhousia*), senza che per questo i processi ecosistemici legati alla guild siano stati modificati.

Summary

In this paper, structural and functional complementarity of the macrobenthic assemblages inhabiting a northern Adriatic lagoon (Sacca di Goro) was investigated. The data set consisted of species abundance from samples taken at 3 stations (A, B and C, along a gradient of confinement) at approximately seasonal intervals, from January 1993 to December 1998. Species abundances were subjected to ordination procedure by means of MDS after severe transformation and construction of similarity triangular matrices. The subset selection for the data set, i.e. the smallest species subset for which the Spearman rank correlation with sample similarities for the full species set exceeds a predetermined value (set at r=0.95), was performed using a forward selection backward elimination algorithm. Having found the first species subset, in order to investigate whether there were further subsets of species which replicated the full community pattern, the species constituting the first response units were excluded, and the algorithm re-run for the reduced matrices against the full data set. This peeling procedure gave only 1 subset at each station which attained the r>0.95 criterion. These subsets were constituted by 7, 6 and 5 species at station A, B and C, respectively. Most of the species extracted in the response units (*Hydrobia ventrosa*, *Gammarus aequicauda*, *Microdeutopus gryllotalpa*, *Corophium insidiosum*) were taxa strictly associated to the macroalga *Ulva rigida*, so it was not possible to say whether such species (which yet characterize the macrobenthic community structure) were "drivers or passengers" in the community. Structural complementarity of the macrobenthic assemblages in the Sacca di Goro seemed to be low, and community pattern was dictated by a few species. On the other side, guilds represented were suspension feeders, surface deposit feeders and grazers, and this probably means quite a good functional complementarity of those assemblages. This functional redundancy can be regarded as an insurance against large changes in ecosystem or community processes in response to disturbance or environmental change.

Bibliografia

CHAPIN F.S., LUBCHENCO J., REYNOLDS H.L. (1995) - Biodiversity effects on patterns and processes of communities and ecosystems. In: *Global biodiversity assessment*. Cambridge University Press, Cambridge: 289-301.

CLARKE K.R. (1993) - Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Aust. J. Ecol*., **18**: 117-143.
CLARKE K.R., WARWICK R.M. (1994) - Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. *Natural Environment Research Council, UK*: 144 pp.
CLARKE K.R., WARWICK R.M. (1998) - Quantifying structural redundancy in ecological communities. *Oecologia*, **113**: 278-289.
EATON L. (2001) - Development and validation of biocriteria using benthic macroinvertebrates for North Carolina estuarine waters. *Mar. Poll. Bull.*, **42**: 23-30.
EHRLICH P.R., EHRLICH A.H. (1981) - *Extinction. The causes and consequences of the disappearance of species.* Random House, New York.
FROST T.M., CARPENTER S.R., IVES F., KRATZ T.K. (1995) - Species compensation and complementarity in ecosystem function. In: Jones C.G., Lawton J.H. (eds), *Linking Species and Ecosystems*. Chapman & Hall, New York: 224-239.
GRAY J.S. (1992) - Eutrophication in the sea. In: Colombo G., Ferrari I., Ceccherelli V.U., Rossi R. (eds), *Marine eutrophication and population dynamics*, Olsen & Olsen, Fredensborg: 3-15.
GRAY J. S., ASCHAN M., CARR M., CLARKE K.R., GREEN R.H., PEARSON T.H., ROSENBERG R., WARWICK R.M. (1988) - Analyses of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **66**: 285-299.
MISTRI M., GHION F., MODUGNO S., ROSSI R. (2002) - Response of macrobenthic communities to an hydraulic intervention in an enclosed lagoon (Valle di Gorino, Northern Italy). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.,* **82**: 771-778.
MISTRI M., ROSSI R., FANO E.A. (2001) - Structure and secondary production of a soft bottom macrobenthic community in a brackish lagoon (Sacca di Goro). *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **52**: 605-616.
MISTRI M., ROSSI R. (2001) -Taxonomic sufficiency in lagoonal ecosystems. *J. Mar. Biol. Ass. U.K*., **81**: 339-340.
STANSETH N.C. (1979) - Where have all the species gone? On the nature of extinction and the Red Queen hypothesis. *Oikos*, **33**: 196-227.
TAGLIAPIETRA D., PAVAN M., WAGNER C. (1998) - Macrobenthic community changes related to eutrophication in Palude della Rosa (Venetian Lagoon). *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **47**: 217-226.
TURNER T. (1983) - Complexity of early and middle successional stages in a rocky intertidal surfgrass community. *Oecologia*, **60**: 56-65.
VIAROLI P., NALDI M., BONDAVALLI C., BENCIVELLI S. (1996) - Growth of the seaweed *Ulva rigida* C. Agardh in relation to biomass densities, internal nutrient pools and external nutrient supply in the Sacca di Goro. *Hydrobiologia*, **329**: 93-103.
WALKER B.H. (1992) - Biodiversity and ecological redundancy. *Conserv. Biol*., **6**: 18-23.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 517-518

E. Cecere, O.D. Saracino, A. Petrocelli

Istituto Sperimentale Talassografico, CNR, Via Roma, 3 - 74100 Taranto, Italia.

SUI PRIMI STUDI DELLE MACROALGHE MARINE BENTONICHE DELLA COSTA MARCHIGIANA

ON THE FIRST STUDIES OF THE BENTHIC MARINE MACROALGAE ALONG THE COAST NEAR ANCONA

Abstract

The first thorough studies about benthic seaweeds from the Marches coasts are due to the teacher I. Pierpaoli, who even prepared a rich herbarium. The floristic list obtained from both her scientific papers and herbarium consists of 76 Rhodophyta, 25 Phaeophyta and 22 Chlorophyta for a total of 120 taxa. The exsiccata *of* Alsidium corallinum *(Rhodophyta, Ceramiales) resulted particularly interesting as they bring the vegetative propagules which are typical of the species.*

Key-words*: Adriatic Sea,* Alsidium corallinum, *herbarium,* Gracilaria longa, *seaweeds.*

Introduzione

I primi studi sulle macroalghe marine bentoniche della costa marchigiana ed, in particolare, di quella anconetana, sono stati condotti dalla studiosa Irma Pierpaoli, che nata a Roma nel 1891, visse nelle Marche dal 1925 fino alla morte, avvenuta a Senigallia nel 1967.

La Pierpaoli, pur esercitando la professione d'insegnante, dal 1909 al 1947, si dedicò con assiduità alla raccolta e alla determinazione delle macroalghe marine. Il presente lavoro vuole essere un omaggio all'attività di ricerca da lei svolta in qualità di algologa.

I risultati degli studi algologici da lei effettuati lungo la costa adriatica sono riportati in una sola pubblicazione (Pierpaoli, 1959). Ma, con gli esemplari raccolti ella ha creato un ricco erbario, custodito presso la Stazione di Biologia Marina di Porto Cesareo (Dipartimento di Biologia, Università di Lecce) (Cecere e Saracino, 1999), di notevole interesse.

Materiali e metodi

I campioni d'erbario raccolti dalla Pierpaoli lungo la costa marchigiana sono stati sottoposti a revisione tassonomica e ad aggiornamento nomenclaturale; ciò ha permesso di ottenere la lista completa delle macroalghe marine bentoniche raccolte lungo la costa delle Marche.

Risultati e conclusioni

La lista floristica annovera 123 taxa (inclusi 4 *taxa inquirenda*) (Furnari *et al*., 1999), a livello specifico e infraspecifico, di cui 76 Rhodophyta, 25 Phaeophyta e 22 Chlorophyta.

Poiché per la regione, l'elenco floristico completo annovera 184 taxa (6 *taxa inquirenda* e 3 *taxa excludenda* esclusi) suddivisi in 113 Rhodophyta, 39 Phaeophyta

e 32 Chlorophyta (Furnari *et al.*, 1999), si può affermare che gli studi condotti dalla Pierpaoli, pur essendo basati su semplici raccolte, sono stati abbastanza esaustivi. Il confronto con l'elenco completo delle macroalghe marine bentoniche della costa marchigiana ha messo in evidenza che 31 Rhodophyta, 6 Phaeophyta e 11 Chlorophyta furono raccolte solo dalla Pierpaoli.

Fra questi, gli esemplari di *Alsidium corallinum* C. Agardh (Rhodophyta, Ceramiales) conservati nei fogli n° 78 e 79 risultano interessanti perché portano i tipici propaguli descritti per la prima volta in questa specie in talli raccolti nel Golfo di Taranto (Cecere *et al*., 1996). Tali propaguli sono stati successivamente rinvenuti in piante raccolte lungo il Gargano (Cecere *et al*., 2000). Pertanto, questo è il terzo ritrovamento di propaguli in *A. corallinum* in una località diversa da quella della loro descrizione.

Un altro campione interessante è quello di *Gracilaria longa* Gargiulo, De Masi *et* Tripodi (Rhodophyta, Gracilariales), specie descritta nel 1987 (Gargiulo *et al*., 1987), conservato nel foglio n° 60. Il campione è stato raccolto nel porto di Ancona nell'aprile 1938 ed erroneamente determinato come *G. multipartita* (Clemente) Harvey. Nell'Adriatico, sulla base di campioni d'erbario rivisti da Gargiulo *et al*. (1987), *G. longa* è anche presente a Spalato ed a Trieste; più recentemente è stata segnalata anche nella laguna di Venezia (Sfriso e Marcomini, 1994).

La revisione dell'erbario Pierpaoli ha messo in evidenza l'importanza degli erbari per gli studi contemporanei. Essi, infatti, pur presentando delle ovvie limitazioni, hanno l'indubbio vantaggio rispetto alla letteratura di fornire materiale che può essere riesaminato in qualunque momento e controllato nella sua determinazione. Gli erbari consentono, pertanto, di documentare i cambiamenti della flora e dell'ambiente e rappresentano un patrimonio da conservare accuratamente e rendere disponibile agli interessati.

Ringraziamenti

Si ringrazia sentitamente il professor G. Furnari dell'Università di Catania per l'aggiornamento nomenclaturale dei dati.

Bibliografia

CECERE E., PETROCELLI A., SARACINO O. (1996) - Observations on the biological cycle of *Alsidium corallinum* (Rhodophyta, Ceramiales) in the Mar Grande of Taranto. Riunione Annuale del Gruppo di Lavoro per l'Algologia. Bari, 20-21 Ottobre 1995. *Giorn. Bot. Ital*., **129** (5/6): 1267-1269.

CECERE E., SARACINO O.D. (1999) – L'Erbario Irma Pierpaoli (1891-1967) della Stazione di Biologia Marina di Porto Cesareo. In: Abdelahad N. (ed), *Il patrimonio algologico italiano.* Officine Grafiche Borgia I.G.E.A. s.r.l., Roma: 46-48.

CECERE E., PETROCELLI A., ALONGI G., SARACINO O.D., CORMACI M., FURNARI G. (2000) – Marine benthic flora of the Gargano promontory (Adriatic Sea, southern Italy). *Flora Mediterranea*, **10**: 325-347.

FURNARI G., CORMACI M., SERIO D. (1999) - Catalogue of the benthic marine macroalgae of the Italian coast of the Adriatic Sea. *Bocconea*, **12**: 1-214.

GARGIULO G.M., DE MASI F., TRIPODI G. (1987) - Structure and reproduction of *Gracilaria longa* sp. nov. (Rhodophyta, Gigartinales) from the Mediterranean Sea. *Giorn. Bot. Ital*., **121**: 147-157.

PIERPAOLI I. (1959) - L'epifitismo nelle alghe. Note sugli ambienti tarantino ed anconetano. *Thalassia Jonica*, **2**: 46-51.

SFRISO A., MARCOMINI A. (1994) - *Gracilaria* distribution, production and composition in the Lagoon of Venice. *Bioresource Technology*, **50**: 165-173.

La revisione dell'erbario Pierpaoli è stata effettuata nell'ambito del progetto PRISMA 2, sub-progetto 3.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 519-525

M. Dappiano, B. Iacono, M.C. Gambi

Laboratorio di Ecologia del Benthos, Stazione Zoologica "A. Dohrn" di Napoli,
Punta S. Pietro - 80077 Ischia, Napoli, Italia.

BIOCOENOTIC CHARACTERISATION AND NEW RECORDS OF BENTHIC ORGANISMS IN THE PHLEGREAN ISLANDS (ISCHIA, PROCIDA AND VIVARA, GULF OF NAPLES) BY MEANS OF VISUAL CENSUS

CARATTERIZZAZIONE BIOCENOTICA E NUOVE SEGNALAZIONI DI ORGANISMI BENTONICI NELLE ISOLE FLEGREE (ISCHIA, PROCIDA E VIVARA, GOLFO DI NAPOLI) ATTRAVERSO CENSUS VISUALE

Abstract

A general biocoenotic characterisation and new records of benthic species by means of an extensive qualitative visual census is reported for the hard bottoms of the Phlegrean islands (Ischia, Procida and Vivara, Gulf of Naples), in the framework of a pilot study for the institution of a marine protected area. A total of 21 sites located around the three islands and at depths from 0 to 40-50 m were visually monitored. A total of 132 taxa were censused, 62 of which were not present in the species check-list of the area compiled on the basis of a bibliographic review. Among the new records for the area, the allochtonous alga Caulerpa racemosa *and some species of thermophile scleractinian corals. A record of a settlement of* Posidonia oceanica *in a highly exposed Bay of Ischia, is also reported.*

Key-words: *visual census, benthos, hard-bottoms, allochtonous species,* Posidonia oceanica.

Introduction

Visual observations of benthic communities are largely used to report new records and distribution-expansion of the species (Bianchi and Morri, 1994), to monitor long term changes in distribution of taxa (Cocito and Sgorbini, 2001), as well as for biocoenotic characterization (Federghini *et al*., 2000), and quantitative estimate of community spatial variability, by means of standardised approaches (Fraschetti *et al*., 2001; Bianchi and Morri, 2001). Qualitative estimates of conspicuous organisms, although less accurate, can integrate the instrumental collection of flora and fauna, by making inspection of relatively wide areas possible (Gamble, 1984).

In the framework of a pilot study for the institution of the Marine Protected Area "Regno di Nettuno", which includes the Phlegrean islands of Ischia, Procida and Vivara (law 394/91) (Data Report, 1999-2001), a sampling campaign and a qualitative visual census survey were performed in order to better characterise composition, physiognomy, and extent of the main benthic assemblages of the hard bottoms by checking distribution of the most characteristic macro- and megabenthic species. In fact, although the benthos of the Phlegrean has been intensively studied (Data Report, 1999-2001), information is mainly focused on seagrass ecosystems (Mazzella *et al*., 1992, 1993; Buia *et al*., 2000 and references herein), while hard bottoms have been less frequently investigated (Sarà, 1959; Boudouresque and Cinelli, 1971; Cinelli *et al.*, 1977; Fresi *et al.*, 1983; Russo G.F., 1981; Russo A., 1985), and a general description on physiognomy and distribution of their main biocoenoses was lacking. The visual survey was also aimed at verifying the occurrence of allochtonous species, some of

which already reported from nearby the study area (Buia *et al*., 2001).

Materials and methods

Study area

The Phlegrean islands (Ischia, Procida and Vivara) have a coastal development of approx. 64 Km, mainly characterised by rocky cliffs, and with several "pocket beach" interspersed (Cocco *et al*., 1995). Meadows of the seagrasses *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa* form a quite continuous belt, from about 5 to 30 m depth, around the area (Colantoni *et al.*, 1982; Buia *et al.*, 1985) (Fig. 1). Close to the coast and in the channel between Ischia and Procida there are several rocky banks (Ferranti *et al.*, 1994; De Alteriis *et al.*, 1994), relatively shallow, and often colonised by *P. oceanica* patches.

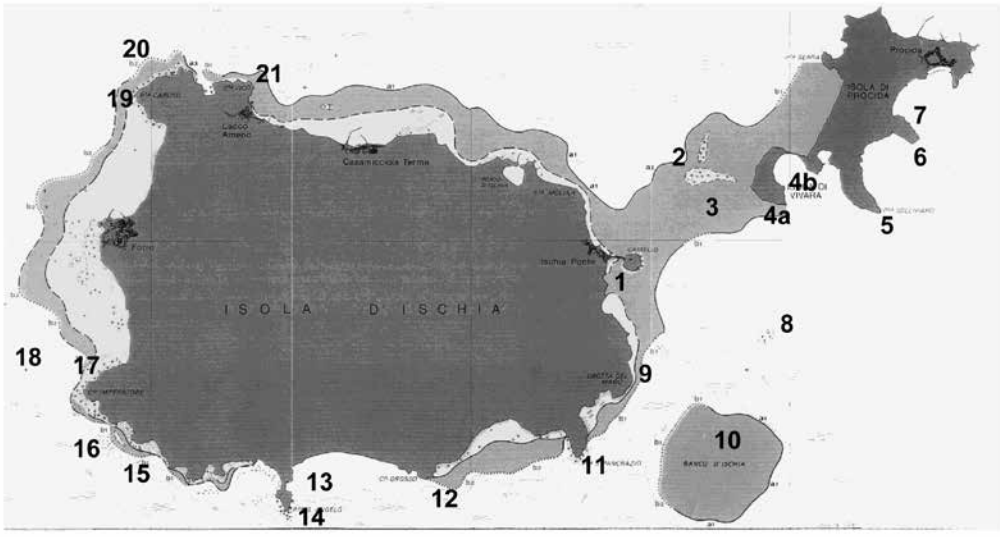


Fig. 1 - Map of the study area with the location of the sites visually censused (numbers as in Tab. 1). The dark gray area indicates the distribution of *Posidonia oceanica* beds according to Colantoni *et al.* (1982).

Mappa dell'area di studio con indicati i siti in cui è stato condotto il census visuale (la numerazione è come in Tab. 1). Le zone in grigio scuro indicano la distribuzione delle praterie di Posidonia oceanica *secondo Colantoni* et al. *(1982).*

An extensive qualitative visual survey was performed from middle July to November 2000 in 21 sites around the islands (Tab. 1 and Fig. 1). The sites were located on vertical cliffs, rocky banks, and semi-obscure cave. Occasionally, *P. oceanica* and *C. nodosa* meadows were also censused, especially in areas where these phanerogames were not reported in previous surveys (Colantoni *et al*., 1982; Buia *et al*., 1985). The depth range considered varied from 0 to about 40-50 m depth (Tab. 1). In each site, herein considered as the sampling unit of the survey, visual data were collected SCUBA diving by two biologists (M.C.G., M.D.), and one technician (B.I.) who filmed the

biocoenoses overing a digital video system. Each site was surveyed during approx. 60 minutes; at some sites repeated dives were performed at different depths. The benthic organisms were identified, whenever possible at species level, using also video images. The species list was compared to the check-list compiled for the study area by reviewing the large body of taxonomic and ecological literature available (Data Report, 1999-2001; Gambi *et al.*, 2002).

Tab. 1 - List of the 21 sites where benthic visual census was performed. (See numbers in Fig. 1 for location of sites).

Lista dei 21 siti in cui è stato realizzato il census visuale bentonico. (Vedi numerazione in Fig. 1 per la localizzazione dei siti).

Numbers in Fig. 1	Sites of visual census	Depth range (m) of visual census
1	Castello Aragonese (*Posidonia* and *Cymodocea* meadows)	2-5
2	Bank Formiche of Vivara (Ischia Channel) (natural arc, bank top, semi-obscure cave)	5-20
3	Bank "Faraglione" (Ischia Channel) (bank top and lateral walls)	17-25
4a-4b	Vivara island (vertical cliffs on north-east and south-west sides)	4-10
5	Pizzaco Point (Procida) (vertical cliff)	5-35
6	Solchiaro Point (Procida) (vertical cliff)	8-37
7	Sant'Antonio Bay (Procida) (*Cymodocea* meadow)	10-15
8	Bank “Catena- Pertuso” (Ischia Channel) (bank top and walls)	25-40
9	Mago’s Cave (walls outside and inside cave)	0-9
10	Ischia Bank (*Posidonia* and erratic rocks)	28-30
11	San Pancrazio Point (vertical cliff)	8-38
12	Cape Grosso (vertical cliff and *Posidonia*)	16-28
13	Maronti Bay (*Posidonia* meadow)	18-25
14	Sant'Angelo Point (vertical cliff)	10-50
15	Bank “ La Scannella” (rocky bank)	10-26
16	Rock “ La Nave” (vertical cliff, small caves)	5-25
17	Rock “Pietra Nera” (vertical cliff)	5-15
18	Bank “La Linea” (bank top and walls)	20-25
19	Cape Caruso (vertical cliff and *Posidonia*)	6-15
20	Bank “Bell'ommo e’ terra” (bank top and walls)	18-25
21	Point Vico (vertical cliff and *Posidonia*)	8-10

Results and conclusions

The visual census yielded a total of 132 taxa: macroalgae (25 species), phanerogames (2), sponges (23), cnidarians (22), flat worms (1), polychaetes (9), echiurids (1), molluscs (17), crustaceans (decapods-cirripeds) (5), bryozoans (8), echinoderms (13), tunicates (4). The species that have a particular ecological significance, including new records for the area are listed in Tab. 2.

Tab. 2 - List of species visually censused of particular ecological significance (see text) and their distribution in the studied sites.

Lista delle specie censite visualmente di particolare rilevanza ecologica (vedi testo) e loro distribuzione nei siti studiati.

Species visual censused	Site numbers (Fig. 1) where species was recorded	Depth range (m) of distribution
Macroalgae		
**Caulerpa racemosa*	1**, 7, 12, 13, 16, 17	2-25
Seagrass meadows not reported before		
Posidonia oceanica	13	18-24
Cymodocea nodosa	7, 13, 20	10-28
Sponges		
Chondrilla nucula	2**, 5, 4a, 5, 6, 8, 9**, 11**,16, 18	5-25
Cnidarians (antozhoans)		
Astroides calycularis	2, 9**, 11**, 14**, 16, 19	0-10
**Madracis pharensis*	2**, 3	10-25
**Phyllangia mouchezii*	3, 6, 15	20-26
**Cladopsammia rolandi*	15	26
**Paramuricea clavata*	5, 6**, 8, 11**, 14**	30-40
Eunicella cavolinii	2**, 3, 6**, 8, 11**, 12, 14**, 15, 16, 18, 19, 20**	12-30
**Eunicella singularis*	6**, 8, 12, 14**, 15, 19, 20**	15-30
**Gerardia savaglia*	14	38
Corallium rubrum	5, 8, 14**	40-50
Molluscs		
**Lithophaga lithophaga*	15	16
**Pinna nobilis*	4b, 5, 8, 10, 12, 13, 15, 21	10-28
Echinoderms		
Centrostephanus longispinus	3**, 5, 8, 12, 13, 14,	25-40

* species not reported in the check-list of the area, based on a bibliographic review.
** sites were species were particularly abundant.

Among the allochtonous species, the green alga *Caulerpa racemosa*, already reported for the Gulf of Naples (Buia *et al.*, 2001), occurred in several sites (Tab. 2), colonising different substrates with patches of few square meters in depths from 2 m to 25 m. Other new records were the thermophile scleractinian corals *Madracis pharensis*, *Phyllangia mouchezii* and *Cladopsammia rolandi*. In particular, *M. pharensis* was observed to form quite conspicuous and extended colonies in a semi-obscure cave at Formiche of Vivara, showing some potential of construction, as reported in other Mediterranean areas (Morri *et al.*, 2000). The sea urchin *Centrostephanus longispinus* was reported with higher frequency and abundance respect to previous data (Pergent-Martini *et al.*, 1991), and also the scleractinian *Astroides calycularis*, previously reported only for the shallowest part of the Mago's cave (Cinelli *et al.*, 1977), showed an

increase in site occurrence, depth distribution and bottom covering. The frequency and local expansions of these thermophile species, are probably related to the general warming trend of the surface waters observed in the Mediterranean in these last decades, and documented also in the Gulf of Naples (Mazzocchi and Ribera D'Alcalà, 1995). Finally, it is worth to report the occurrence of species with high ecological and naturalistic significance, such as *Lithophaga lithophaga*, *Pinna nobilis*, *Gerardia savaglia*, and *Corallium rubrum*.

At community level, the bionomic assemblages identified were represented often by facies of few species. The exposed sublittoral Photophilous Algae assemblage were dominant in rocky cliffs and bank top from 0 to about 15-20 m depth, often with a facies at *Chondrilla nucula*; other conspicuous organisms were *Padina pavonica*, *Dyctiota* spp., *Hemimycale columella*, *Arbacia lixula*, *Paracentrotus lividus*, *Balanophyllia europea*, *Cladocora caespitosa.* A wide Precoralligenous zone from about 15 to 25 m depth was common in almost all sites studied. The most typical organisms were *Eunicella cavolinii* (forming often a facies), *Flabellia petiolata*, *Peyssonnelia* spp., *Codium bursa, Chondrosia reniformis*, *Crambe crambe*, *Oscarella lobularis, Schizobrachiella sanguinea*. Coralligenous assemblages were well developed, generally below 25-30 m depth, and were locally characterised by facies of some conspicuous organisms such as *E. cavolinii*, *E. singularis*, *Paramuricea clavata*, and *Corallium rubrum*; other abundant species were *Peyssonnelia* spp., *Lithophyllum frondosum, Aplysina aerophoba, Axinella damicornis, Parazoanthus axinellae, Pentapora fascialis*. The semi-obscure caves (Mago's cave, and Formiche of Vivara) have a reduced set of typical species, mainly represented by *Spirastrella cuntatrix, Phorbas tenacior, C. renifomis, A. calycularis*, *C. caespitosa, Caryophyllia smithi, Lima lima*.

As regards the seagrasses, it is interesting the occurrence of a narrow belt of *P. oceanica*, settled from 18 to 24 m depth in the south-western side of the Maronti Bay, since in this area, which represents the largest beach of Ischia (Cocco *et al.*, 1995), and is highly exposed to wave action, *P. oceanica* was not reported in a previous survey (Colantoni *et al*., 1982). The bed was settled on sand on the upper limit and on a thick and eroded matte on the lower limit, with a mean density of 221 shoots/m^2.

When comparing the list of species visually censused with that derived from the review of the taxonomic and ecological literature relevant to the study area (Gambi *et al*., 2002), 62 species were not previously reported. This number is quite high, considering the basic knowledge on benthic organisms of the area (Data Report, 1999-2001; Gambi *et al*., 2002), and include organisms that besides their large size and commoness were first censused during this study.

Acknowledgements

Thanks are due to Mr M. Lorenti for contribution in visual census on some sites, and the critical reading, and to Capt V. Rando for thorough support at sea on board of our R/V Phoenicia. We wish to thank also the colleagues who contributed to species identification and their taxonomic update.

References

BIANCHI C.N., MORRI C. (1994) - Southern species in the Ligurian Sea (Northern Mediterranean): new records and a review. *Boll. Mus. Inst. Biol. Univ. Genova*, **58-59**: 181-197.

BIANCHI C.N., MORRI C. (2001) - L'approccio bionomico per la caratterizzazione e la zonazione dell'ambiente marino costiero: una rassegna introduttiva. *Atti Assoc. It. Oceanol. Limnol*., **14**: 401-434.

BOUDOURESQUE C.F., CINELLI F. (1971) - Les peuplements des biotopes sciafiles superficiels de mode battue de l'île d'Ischia (Golfe de Naples, Italie). *Pubbl. St. Zool. Napoli*, **39**: 1-43.

BUIA M.C., MAZZELLA L., RUSSO G.F., SCIPIONE M.B. (1985) - Observations on the distribution of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers. prairies around the island of Ischia (Gulf of Naples). *Rapp. Comm. Int. Expl. Mer Médit*., **29** (6): 205-208.

BUIA M.C., GAMBI M.C., ZUPO V. (2000) - Structure and functioning of Mediterranean seagrass ecosystems: an overview. In: Pergent G., Pergent-Martini C., Buia M.C., Gambi M.C. (eds), Proceedings 4th International Seagrass Biology Workshop. *Biol. Mar. Medit*., **7** (2): 167-190.

BUIA M.C., GAMBI M.C. TERLIZZI A., MAZZELLA L. (2001) - Colonization of *Caulerpa racemosa* along the southern italian coasts: 1. Distribution, phenological variability and ecological role. 4th Workshop on *Caulerpa taxifolia*. In: Gravez V., Ruitton S., Boudouresque C.F., Le Direac'h L., Meinesz A., Scabbia G., Verlaque M. (eds)*, GIS Posidonie publ.*, Fr: 352-360.

CINELLI F., FRESI E., MAZZELLA L., PANSINI M., PRONZATO R., SVOBODA A. (1977) - Distribution of benthic phyto- and zoocoenoses along a light gradient in a superficial marine cave. In: B.F. Keegan, P.O. O'Ceidigh, P.S.J. Boaden (eds), *Biology of benthic organisms*. Pergamon Press, Oxford: 173-183.

COCCO E., DE MAGISTRIS M.A., IACONO Y. (1995) - Caratteri geoambientali, erosione e degrado delle coste dell'isola d'Ischia. *Memorie Geografiche*, **1** n.s.: 199-209.

COCITO S., SGORBINI S. (2001) - Mortality of the bryozoan *Pentapora fascialis* in the Ligurian Sea (NW Mediterranean) after diturbance. In: Faranda F.M., Guglielmo L., Spezie G.C. (eds), *Mediterranean Ecosystems: Structures and Processes*. Springer Verlag-Italia, **31**: 241-244.

COLANTONI P., GALLIGNANI P. CINELLI F., FRESI E. (1982) - Patterns of *Posidonia oceanica* (L.) Delile beds around the island of Ischia (Gulf of Naples) and adjacent waters. *P.S.Z.N.I: Mar. Ecol.*, **3** (1): 53-74.

DATA REPORT (1999-2001) - Studio di fattibilità propedeutico all'istituzione dell'Area Marina Protetta denominata "Regno di Nettuno" (isole di Ischia, Procida e Vivara). Responsible M.C. Gambi. Prima fase, Luglio 1999. Seconda fase, Febbraio 2001. *Ministero dell'Ambiente-Servizio Difesa Mare (Roma)*.

DE ALTERIIS G., DONADIO C., FERRANTI L. (1994) - Morfologie e strutture di apparati vulcanici sommersi nel canale d'Ischia (Mar Tirreno). *Memorie Descrittive Carta Geologica d'Italia*, **52**: 85-96.

FEDERGHINI F., ACUNTO S., COCITO S., CINELLI F. (2000) - Variability at different spatial scales of a corallinous assemblage at Giannutri island (Tuscan Archipelago, Northwest Mediterranean). *Hydrobiol.*, **440**: 27-36.

FERRANTI L., BRAVI S., DE ALTERIIS G. (1994) - La secca delle Formiche di Vivara (Canale d'Ischia, Campania): osservazioni geomorfologico-strutturali e faunistiche*. Rend. Accad. Sc. Fis. Mat. Soc. Naz. Sci. Lett. Napoli*, **61**, serie IV: 51-65.

FRASCHETTI S., BIANCHI C.N., TERLIZZI A., FANELLI G., MORRI C., BOERO F. (2001) - Spatial variability and human disturbance in a shallow subtidal hard substrate assemblages: a regional approach. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **212**: 1-12.

FRESI E., COLOGNOLA R., GAMBI M.C., GIANGRANDE A., SCARDI M. (1983) - Ricerche sui popolamenti bentonici del Porto d'Ischia. Infralitorale fotofilo: Policheti I. *Cah. Biol. Mar*., **24**: 1-19.

GAMBI M.C., DAPPIANO M., IANNOTTA A., ESPOSITO A., BUIA M.C., ZUPO V. (2002) - Aspetti storici ed attuali della biodiversità del benthos mediterraneo: un esempio in alcune aree del Golfo di Napoli. *Biol. Mar. Medit.,* **9** (1): 538-541.

GAMBLE J.C. (1984) - Diving. In: N.A. Holme, A.D. McIntyre (eds). *Methods for the study of marine benthos*. Blackwell Scientific Publication, 2th ed: 99-139.

MAZZELLA L., BUIA M.C., GAMBI M.C., LORENTI M., RUSSO G.F., SCIPIONE M.B. (1992) - Plant-animal trophic relationships in the *Posidonia oceanica* ecosystem of the Mediterranean sea: a review. In: D.M. John, S.J. Hawkins, J.H. Price (eds), *Plant-animal interactions in the marine benthos*. Systematics Association Special. Claredon Press, Oxford, **46**: 165-187.

MAZZELLA L., SCIPIONE M.B., GAMBI M.C., BUIA M.C., LORENTI L., ZUPO V., CANCEMI G. (1993) - The Mediterranean seagrasses *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa*. A comparative overview. *The First international Conference on the Mediterranean Coastal Environment, MEDCOAST '93, November 2-5 1993*, Antalya, Turkey: 103-116.

MAZZOCCHI M.G., RIBERA D'ALCALA' M. (1995) - Recurrent patterns in zooplancton structure and succession in a variable coastal environment. *ICES J. Mar. Sci.,* **52**: 679-691.

MORRI C., VAFIDIS D., PEIRANO A., CHINTIROGLOU C.C., BIANCHI C.N. (2000) - Anthozoa from a subtidal hydrothermal area of Milos island (Aegean Sea), with notes on the construction potential of the sleractinian coral *Madracis pharensis*. *Italian J. Zool.*, **67** (3): 319-325.

PERGENT-MARTINI C., BULTEEL P., FRANCOUR P., GAMBI M.C., HARMELIN V. LORENTI M., MAZZELLA L., PERGENT G., ROMERO J., RUSSO G.F., SANCHEZ-LISASO J.L. (1991) - Signalisation de *Centrostephanus longispinus* autour de l'ile d'Ischia (Italie). In: *Les éspèces marines à protéger en Méditerranée*. Carry-le-Rouet 18-19 November 1989. *GIS Posidonie*, Fr: 203-207.

RUSSO A. (1985) - Ecological observations on the gorgonian sea fan *Eunicella cavolinii* in the Bay of Naples. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **24**: 155-159.

RUSSO G.F. (1981) - Prima segnalazione di un esemplare vivente di *Bursa scrobilator* (L.). *La Conchiglia*, **13** (152-153): 20-21.

SARA' M. (1959) - Poriferi del litorale dell'isola d'Ischia e loro ripartizione per ambienti. *Pubbl. St. Zool. Napoli*, **31**: 421-472.

This project was funded by the Ministry of the Environment as a pilot study for the AMP "Regno di Nettuno" (islands of Ischia, Procida and Vivara).

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 526-529

T. Dieli, D. Pellino, R. Chemello, S. Riggio

Dip. Biologia Animale dell'Università, Via Archirafi, 18 - 90123 Palermo, Italia.

ANALISI TEMPORALE DELLA MALACOFAUNA ASSOCIATA ALLE PIATTAFORME A VERMETI SICILIANE

TEMPORAL ANALYSIS OF THE MALACOFAUNA ASSOCIATED TO SICILIAN VERMETID REEFS

Abstract

A critical analysis of the structure of a molluscan population associated to vermetid reefs is integrated with a review of the results obtained from the literature published between 1978 and 2000. Examination of data yielded as far as 46 species, 17 of which are represented in every year. The results led to conclude that the vermetid reefs are markedly conservative: the biodiversity does not change in a range of 20 years and no major alteration in the species composition is detected.

Key-words: *biodiversity, vermetid reef, mollusc, Mediterranean.*

Introduzione

I *reef* sono strutture edificate ad opera di organismi "biocostruttori", lungo alcune coste rocciose dei mari temperati e tropicali del globo. La loro presenza determina cambiamenti nell'ambiente locale, sia fisicamente che ecologicamente (Fagerström, 1987; Safriel e Ben Heliau, 1991). La biocostruzione a vermetidi è un *reef* calcareo costituito prevalentemente dall'aggregazione delle conchiglie tubolari di alcuni gasteropodi sessili, appartenenti ai generi *Dendropoma* e *Vermetus*. In quanto biocostruzioni a struttura complessa, nei *reef* a vermeti la diversità biotica dei popolamenti associati è particolarmente elevata. Diversi studi hanno messo in risalto la natura conservativa delle biocostruzioni a vermeti in termini di biodiversità (Safriel e Ben Heliau, 1991; Chemello *et al*., 2000), tuttavia, poco si conosce del loro reale ruolo. L'obiettivo principale della ricerca compiuta è di mettere in evidenza un eventuale aspetto conservativo dei reef a vermeti attraverso il confronto dei dati disponibili in letteratura. In particolare viene analizzata criticamente la struttura del popolamento a molluschi associato alle piattaforme a vermeti in un periodo compreso tra il 1978 ed il 2000.

Materiali e metodi

I dati provengono dalle piattaforme a vermeti nella Sicilia nord - occidentale: Capo Gallo e Addaura in provincia di Palermo, e Zingaro in Provincia di Trapani. I campioni ordinati cronologicamente sono stati ricavati dalle località: 1) Addaura (Orlando, 1978); 2) Zingaro (Riggio, 1985); 3) Capo Gallo (Pandolfo, 1992; Ciuna, 1996; CoNISMa, 1998; Dieli, dati non pubblicati, 2000). La serie temporale esaminata è relativa alla stagione estiva ed esclude le specie strettamente associate alle macroalghe. È stata costruita una matrice di presenza/assenza a due vie (specie/anno) delle specie nei diversi anni (Tab. 1). Alla matrice è stata applicata un indice utile per confrontare campioni lungo un gradiente temporale, il "coefficiente di comunità" di Pielou, i cui valori sono compresi tra 0 e 100 (Pielou, 1976).

Risultati

Dall'analisi dei dati delle 6 campagne di campionamento, la malacofauna associata alle piattaforme risulta essere costituita nel complesso da 46 specie, alle quali si aggiungono *Dendropoma petraeum* e *Vermetus triqueter*. In particolare, le specie sono così ripartite: 2 Polyplacophora (4% del totale), 31 Gastropoda (68%), 13 Bivalvia (28%). In base alle frequenze calcolate per ogni specie, si è individuato un gruppo di 17 molluschi (circa il 65%) presenti in tutti i campioni. Confrontando a coppie i coefficienti di comunità delle diverse serie temporali, i risultati mostrano elevati livelli di "affinità", in termini di numero di specie (Tab. 2). Il numero di specie, oscillante tra 23 e 33, evidenzia una relativa costanza temporale (Fig. 1).

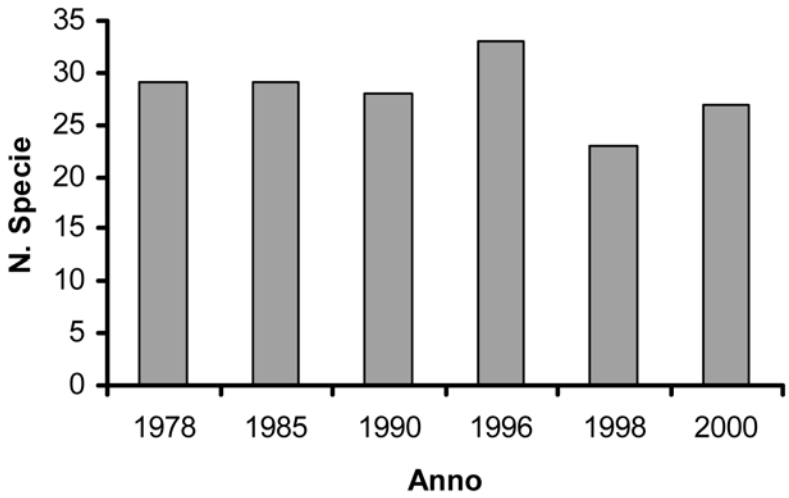


Fig. 1 - Numero di specie di molluschi associati ai *reef* a vermeti negli ultimi 20 anni.
Molluscan species number associated to vermetid reef in the last 20 years.

Conclusioni

La malacofauna associata ai reef a vermeti ha una struttura notevolmente conservativa: la biodiversità, in termini di ricchezza specifica, non varia nell'arco di 20 anni. Questa condizione è probabilmente favorita dall'elevata complessità strutturale del *reef* che condiziona la comunità associata a queste formazioni nella loro composizione specifica (Chemello *et al*., 1990; Safriel e Ben Heliau, 1991). Tali forme strutturali complesse, con morfologie di concrezionamento differenti, sono in grado di fornire riparo dall'idrodinanismo, evitare l'esposizione all'essiccamento durante la bassa marea, fornire rifugio da eventuali predatori ed interferire con il flusso di particelle alimentari trasportate dalle correnti. In tal modo, i *reef*, producendo una dilatazione spaziale dei piani superficiali, creano un ampliamento di nicchia sfruttato da specie che riescono ad inserirsi lontano dal loro biotopo originario.

Tab. 1 - Matrice di presenza-assenza delle specie.
Presence-absence specie matrix.

	Specie	1968	1985	1990	1996	1998	2000	Frequenza
1	*Acanthochitona fascicularis*	1	1	1	1	1	1	6
2	*Cardita calyculata*	1	1	1	1	1	1	6
3	*Eatoninna fulgida*	1	1	1	1	1	1	6
4	*Fossarus ambiguus*	1	1	1	1	1	1	6
5	*Lasaea rubra*	1	1	1	1	1	1	6
6	*Lepidochitona capraearum*	1	1	1	1	1	1	6
7	*Mytilaster minimus*	1	1	1	1	1	1	6
8	*Patella caerulea*	1	1	1	1	1	1	6
9	*Patella ulyssiponensis*	1	1	1	1	1	1	6
10	*Irus irus*	1	1	1	1	1	1	6
11	*Fissurella nubecula*	1	1	1	1	1	1	6
12	*Pisania striata*	1	1	1	1	1	1	6
13	*Onchidella celtica*	1	1	1	1	1	1	6
14	*Pisinna glabrata*	1	1	1	1	1	1	6
15	*Ocinebrina edwardsii*	1	1	1	1	1	1	6
16	*Nodulus contortus*	1	1	1	1	1	1	6
17	*Barleeia unifasciata*	1	1	1	1	1	1	6
18	*Ammonicera fischeriana*	1	1	1	1			4
19	*Monodonta turbinata*	1	1	1	1			4
20	*Petricola lithophaga*	1	1	1	1			4
21	*Myoforceps aristata*	1	1	1		1		4
22	*Bittium latreilli*	1	1		1		1	4
23	*Mytilaster lineatus*			1	1	1	1	4
24	*Striarca lactea*			1	1	1	1	4
25	*Cerithium rupestre*	1	1				1	3
26	*Rissoa similis*	1			1		1	3
27	*Gregariella petagnae*		1	1	1			3
28	*Lithophaga lithophaga*		1	1			1	3
29	*Arca noae*			1	1		1	3
30	*Pseudochama gryphina*			1	1		1	3
31	*Ammonicera rota*	1			1			2
32	*Gibbula divaricata*	1					1	2
33	*Monodonta articulata*		1			1		2
34	*Acmaea virginea*				1	1		2
35	*Alvania lanciae*				1		1	2
36	*Omalogyra atomus*	1						1
37	*Alvania subcrenulata*	1						1
38	*Cingula* cfr. *nitida*	1						1
39	*Gibbula rarilineata*		1					1
40	*Hexaplex trunculus*		1					1
41	*Ostreola stentina*		1					1
42	*Trimusculus mammillaris*			1				1
43	*Diodora gibberula*					1		1
44	*Gibbula turbinoides*				1			1
45	*Setia turriculata*				1			1
46	*Sinezona cingulata*				1			1

Tab. 2 - Tabella dei valori dei "coefficienti di comunità" di Pielou per coppie di serie temporali. *Values of Pielou's "Community index".*

	1978	1985	1990	1996	1998	2000
1978	**100**	79	74	74	69	75
1985		**100**	77	71	69	71
1990			**100**	82	78	80
1996				**100**	71	80
1998					**100**	76
2000						**100**

Bibliografia

CHEMELLO R., PANDOLFO A., RIGGIO S. (1990) - Le biocostruzioni a Molluschi Vermetidi nella Sicilia Nord-Occidentale. *Atti 53° Congresso UZI, Palermo*: 60 pp.

CHEMELLO R., DIELI T., ANTONIOLI F. (2000) - Il ruolo dei "reef" a vermetidi nella valutazione della biodiversità. In: ICRAM (ed), *Mare e cambiamenti globali. Aspetti scientifici e gestione del territorio*, Roma: 105-118.

CHEMELLO R., CIUNA I., PANDOLFO A., RIGGIO S. (1998) - Molluscan assemblages associated to the intertidal vermetid formations: a morpho-functional approach. *Bollettino malacologico*, Roma, **33** (5-8): 105-14.

CoNISMa (1998) - Analisi bionomica, ittiologica e pesca nella fascia costiera della Riserva Naturale Marina di Capo Gallo - Isola delle Femmine. *Rapporto finale maggio-luglio 1998*: 93 pp.

FAGERSTRŐM J.A. (1987) - *The evolution of reef communities*. John Wiley & Sons, New York: 628 pp.

ORLANDO V.E. (1978) - Malacofauna del "trottoir" a vermeti nella Sicilia occidentale. *Il Naturalista Siciliano*, S. **4, 2** (3-4): 87-96.

PANDOLFO A., CHEMELLO R., RIGGIO S. (1992) - Prime note sui popolamenti associati ai "trottoir" a vermetidi delle coste siciliane: i molluschi. *Oebalia*, (Suppl.) **17**: 379-382.

PIELOU E.C. (1976) - Diversity on environmental gradients. In: Wiley and Sons, Wiley-interscience publication (eds), *Ecological diversity*, New York: 159 pp.

RIGGIO S., BADALAMENTI F., CHEMELLO R., CORRIERO G., GRISTINA M., PIRAINO S., RESTUCCIA V., SPARLA M.P. (1985) - La riserva naturale dello Zingaro (Sicilia Nord occidentale): dati faunistici preliminari sull' ambiente costiero. *Nova Thalassia,* **7** (Suppl. 3)*:* 379-384.

SAFRIEL U.N., BEN-ELIAHU M.N. (1991) - The influence of habitat structure and environmental stability on the species diversity of polychaetes in vermetid reefs In: Bell S.S., McCoy D.E., Mushinsky R. (eds), *Habitat structure, the arrangement of objects in space*: 349-372.

Ricerca finanziata dal MURST ex 60% Prof. S. Riggio.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 530-532

G. Marino, M.C. Blundo, G. Giaccone

Dip. di Botanica, Università di Catania, Via A. Longo, 19 – 95125 Catania, Italia.

CAPO MURRO DI PORCO (SR) COME OSSERVATORIO PER L'EVOLUZIONE DELLA BIODIVERSITÀ FITOBENTONICA DEL MEDITERRANEO: IL POPOLAMENTO ALGALE COME ULTERIORE MOTIVO DI TUTELA

CAPO MURRO DI PORCO (SR), AS OSSERVATORY FOR THE MEDITERRANEAN PHYTOBENTHIC BIODIVERSITY: A FURTHER POINT TO PRESERVE

Abstract

The authors describe peculiar features of the marine flora and vegetation at Capo Murro di Porco (Maddalena Peninsula – Syracuse). A review of the works published after 1950, related to underwater observations and relevements, has been done. The importance of the site is due to the incredible mixture of vegetable elements, Tropical, Indopacific, Atlantic and Mediterranean species. This complicate ecologic lab has to be preserved to help the comprehension of the benthic dynamism and some of the recent ecological changes of the Mediterranean Sea.

Key-words*: Capo Murro di Porco, Sicily, phytobenthos, biodiversity.*

Introduzione

Capo Murro di Porco è la punta estrema della penisola Maddalena, localizzata a Sud del Porto Grande di Siracusa. L'area inquadrata nell'avampaese africano è caratterizzata da rocce prevalentemente carbonatiche. La vegetazione terrestre presenta aspetti peculiari, unici per la Sicilia: a specie endemiche si integrano essenze proprie del Mediterraneo Occidentale (*Chamaerops humilis, Thymus capitatus*) con altre provenienti dal bacino Orientale (*Sarcopterium spinosum*) (Barbagallo *et al.*, 1974). Questi aspetti, fortemente minacciati dall'abusivismo edilizio, hanno contribuito alla disposizione del vincolo paesaggistico nel 1998.

Il biotopo sommerso, anch'esso riconosciuto come ricco d'interesse, non è ad oggi tutelato. La Legge n. 93 del 23 marzo 2001, ha inserito la Penisola Maddalena - Capo Murro di Porco come area marina di reperimento per l'istituzione di una Riserva Marina.

Limitatamente all'aspetto floristico e vegetazionale, gli studi sui fondali della penisola sono cominciati già nel 1969 con i risultati di una crociera algologica (Giaccone, 1969), sono proseguiti dal 1970 al 1980 con i contributi della scuola algologica dell'Università di Catania (Furnari e Scammacca, 1970; Cormaci *et al*., 1976; Cormaci *et al*., 1979; Cormaci e Furnari, 1979 a; Cormaci e Furnari, 1979; Battiato *et al.*, 1979; Battiato *et al.*, 1980), per essere ripresi recentemente dagli stessi Autori (Marino *et al*., 1999 a, 1999 b, 1999 c; Di Martino *et al*., 2000).

Questo lavoro intende contribuire all'istituzione della Riserva, elencando gli elementi di pregio della vegetazione sommersa della Penisola e indicando un ulteriore motivo di tutela.

Materiali e metodi

Lo studio è stato effettuato sulla base di rilevamenti fitosociologici, eseguiti a più riprese e abbraccianti tutti i piani del sistema fitale, fino ad una profondità di circa 60 metri. Si è resa necessaria inoltre la revisione degli studi floristici, vegetazionali e tassonomici, realizzati dopo il 1950. Le continue osservazioni subacquee, condotte dagli Autori nell'ultimo trentennio hanno consentito di interpretare meglio i mutamenti del manto vegetale in tutto questo periodo.

Risultati e conclusioni

La flora marina della Penisola Maddalena conta 417 taxa con la seguente composizione floristica: 1 Lichenes, 3 Angiospermae, 14 Cyanophyceae, 49 Chlorophyceae, 81 Fucophyceae, 269 Rhodophyceae. Lo studio della corologia evidenzia: 186 specie Atlantiche, 19 Indo-Pacifiche, 93 endemiche Mediterranee, 98 Cosmopolite, 2 Circumboreali e 19 Pantropicali. Notevole è la presenza di taxa recentemente descritti e/o sottoposti a revisione tassonomica (Cormaci *et al*., 1993; Marino *et al*., 1999 b) che indicano questo biotopo come un'importante zona di rilascio ecologico e quindi di speciazione.

Tra le specie atlantiche degne di nota sono: *Phyllariopsis brevipes* e *Carpomitra costata*, specie legate a biotopi reofili profondi, localizzati a Nord–Est della Penisola, altamente produttivi e ricchi di specie rare. Questi popolamenti rappresentano l'ultimo baluardo della corrente atlantica nel Mediterraneo Orientale (Marino *et al.*, 1999 c).

Tra le specie endemiche mediterranee ricordiamo: *Cystoseira amentacea* v. *amentacea*, *C. brachycarpa*, *C. spinosa* v. *tenuior*, *C. dubia*, *Laminaria rodriguezii*, *Posidonia oceanica*, *Lithophyllum byssoides*. Si tratta delle specie guida delle associazioni vegetali, in passato descritte come regolarmente distribuite nella zonazione bionomica (Battiato *et al*., 1979) e che oggi si rifugiano in zone circoscritte e presentano un corteggio floristico impoverito e destrutturato. Il popolamento a *Laminaria rodriguezii* di cui abbiamo notizie da più di un secolo (Ardissone, 1864) oggi è probabilmente limitato a piccole aree profonde del Circalitorale (Suriano *et al.*, 1992). I trottoir a *Lithophyllum byssoides* configurano una formazione biorganogena poco comune nel Mediterraneo (Marino *et al*., 1999 a), da noi osservata solo a Capo Passero (dati non pubbl.) e nelle Isole dell'Egeo (Giaccone, 1968). La prateria a *Posidonia oceanica*, sofferente nel versante Nord, si sviluppa invece notevolmente a Sud.

La ricchezza degli elementi Indo-Pacifico e Tropicale conferma la funzione del biotopo nell'approdo e acclimatazione delle specie introdotte o migrate. Il compattamento di nicchie e di fasce vegetazionali osservato, ha causato la regressione delle specie stenovalenti, mentre quelle eurivalenti autoctone e le invasive alloctone in particolare si sono diffuse. Tra queste *Caulerpa racemosa*, *Halophila stipulacea*, *Womersleyella setacea* e *Lophocladia lallemandii* hanno costituito, in assenza di competizione, estesi popolamenti in tutti i versanti della penisola (Marino *et al*., 1999 a). Una possibile evoluzione di tali aspetti è la loro naturalizzazione, per l'ingresso di erbivori tropicali o la migrazione di erbivori mediterranei su queste nuove risorse. Ciò è in accordo a quanto avvenuto ripetutamente negli ambienti emersi nel recente passato (Riggio, 1995) e nel passato più remoto in Mediterraneo (Giaccone e Di Martino, 1997).

Questo studio ha voluto documentare l'eccezionale composizione e dinamismo delle comunità bentoniche della penisola Maddalena. Il mutamento riscontrato è probabilmente la spia della fine di uno stadio di equilibrio o dell'inizio di uno nuovo. L'istituzione di una Riserva Marina preserverà questi aspetti assai peculiari della vege-

tazione sommersa della Penisola e soprattutto consentirà lo studio e la protezione di un laboratorio ecologico così complesso.

Bibliografia

ARDISSONE F. (1864) - *Enumerazione delle alghe di Sicilia*. Regio Istituto dei Sordo-Muti, Genova: 1-48.

BARBAGALLO C., FAGOTTO F., ZIZZA A. (1974) - Osservazioni sulla vegetazione della Penisola della Maddalena (Siracusa). *Boll. Accad. Gioenia Sci. Nat.,* Catania, S. IV, **13** (3-4): 24-42.

BATTIATO A., CORMACI M., FURNARI G., SCAMMACCA B. (1979) - Osservazioni sulla zonazione dei popolamenti fitobentonici di substrato duro della penisola della Maddalena (Siracusa). *Thalassia Salentina*, **9**: 19-25.

BATTIATO A., CORMACI M., FURNARI G. (1980) - Alghe marine della costa iblea. *Atti III Convegno Siciliano di Ecologia. Iblei: la natura e l'uomo, Noto*: 1-38.

CORMACI M., ALONGI G., DINARO R. (1993) - *Hypnea furnariana* sp. nov. (Hypneaceae, Rhodophyta) from eastern Sicily (Mediterranean, Sea). *Nord. J. Bot*., **13**: 227-31.

CORMACI M., FURNARI G., SCAMMACCA B. (1976) - Su alcune specie interessanti della flora algale della Sicilia orientale. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.,* **31** (1-2): 177-86.

CORMACI M., FURNARI G. (1979 a) - Flora algale della Penisola Maddalena (Siracusa). *Thalassia Salentina*, **9**: 3-18.

CORMACI M., FURNARI G. (1979 b) - Flora algale marina della Sicilia orientale."Rhodophyceae, Phaeophyceae e Chlorophyceae". *Inform. Bot. Ital*., **11** (2): 221-50.

CORMACI M., FURNARI G., SCAMMACCA B. (1979) - Ricerche floristiche sulle alghe marine della Sicilia orientale. Terzo contributo. *Boll. Accad. Gioenia Sci. Nat.,* Catania, **13** (7-8): 27-44.

DI MARTINO V., MARINO G., BLUNDO M.C. (1999) - Qualitative minimal area of epiphytic macroalgal community of a *Halophila stipulacea* bed from South-Eastern Sicilian coast (Ionian sea). *Biol. Mar. Medit*., **7** (1): 677-679.

FURNARI G., SCAMMACCA B. (1970) - Ricerche floristiche sulle alghe marine della Sicilia orientale. *Boll. Accad. Gioenia Sci. Nat*., Catania, **10** (3): 215-30.

GIACCONE G. (1968) - Contributo allo studio fitosociologico dei popolamenti algali del Mediterraneo orientale. *Giorn. Bot. Ital.*, **102**: 485-506.

GIACCONE G. (1969) - Raccolte di fitobenthos sulla banchina continentale italiana. *Giorn. Bot. Ital*., **103** (6): 485-514.

GIACCONE G., DI MARTINO V. (1997) – Vegetazione marina relitta in Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit*., **4**: 388-92.

MARINO G., DI MARTINO V., GIACCONE G. (1999 a)- La vegetazione marina nella Penisola Maddalena (Siracusa, Sicilia S-E). *Boll. Accad. Gioenia Sci. Nat.,* Catania, **31** (354): 235-87.

MARINO G., DI MARTINO V., GIACCONE G. (1999 b) - Diversità della flora marina nella Penisola Maddalena (Siracusa): cambiamento ventennale ed evoluzione. *Boll. Accad. Gioenia Sci. Nat.*, Catania, **31** (354): 289-315.

MARINO G., PIZZUTO F., SERIO D. (1999 c) - Osservazioni preliminari su un popolamento a *Phyllariopsis brevipes* (C.Agardh) Henry & South di Punta Tavernara (Penisola *Maddalena, Siracusa). Biol. Mar. Medit*., **6** (1): 394-8.

RIGGIO S. (1995) - Il caso delle Caulerpe. *Biol. Mar. Medit*., **2** (2): 593–605.

SURIANO C., MAZZOLA S., LEVI D., GIUSTO G.B. (1992) - La biocenosi dei substrati duri circalitorali a grandi Phaeophyceae (*Laminaria rodriguezii* Bornet 1888) nel Canale di Sicilia e nel Canale Maltese. *Oebalia,* **17** (Suppl.): 429-32.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 533-537

C. Nonnis Marzano, V. Romanazzi, M. Mercurio, C. Longo, M. Gherardi, P. Panetta, L. Scalera Liaci, G. Corriero

Dipartimento di Zoologia dell'Università di Bari, Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italia.

COMPOSIZIONE TASSONOMICA E DISTRIBUZIONE DEL MACROBENTHOS DELLA LAGUNA DI LESINA: VALUTAZIONE CRITICA DELLA BIBLIOGRAFIA E AGGIORNAMENTO DEI DATI

COMPOSITION AND DISTRIBUTION OF MACROBENTHOS FROM LESINA LAGOON: CRITICAL EVALUATION OF LITERATURE AND DATA UPDATING

Abstract

A survey carried out in spring 2000 has provided a list of 45 macrobenthic species from Lesina Lagoon. The differences observed with literature data might be explained either by environmental variations occurred in the meantime or by the different sampling method used.

Key-words*: Brackish water, Adriatic Sea, benthic community, biotic reefs.*

Introduzione

Nell'ambito del progetto MURST - Cofin 1999 - *"Indicatori zoobentonici di cambiamenti ambientali a breve e lungo termine in biotopi salmastri del Basso Adriatico"*, è stata avviata un'indagine sulla composizione tassonomica e distribuzione spazio-temporale delle comunità macrobentoniche della laguna di Lesina (FG). In questa sede sono riportati i dati relativi ad un survey preliminare condotto nella primavera 2000; i risultati ottenuti sono stati confrontati con i dati di letteratura (Bianchi, 1980; Cozzolino, 1995 a, b; Cozzolino e Villani, 1993; De Benedictis e Gambardella, 1997; Dinardo *et al*., 1997; Lumare e Villani, 1989; Lumare *et al*., 1996; Marozzi *et al*., 1996; Occhipinti Ambrogi e d'Hondt, 1981; Pagliani, 1997; Pelosi *et al*., 1995; Pernice *et al*., 1997; Piscitelli *et al*., 2000; Zupo *et al*., 1997) con l'obiettivo di individuare eventuali variazioni intervenute a carico della componente biologica del sistema.

Materiali e metodi

Lungo l'asse maggiore del bacino sono stati fissati 8 transetti, per ognuno dei quali sono state individuate 3 stazioni di campionamento. I campionamenti su fondi mobili sono stati effettuati mediante una benna modello Eckman modificata (20 × 20 cm di lato, un campione con replica); nelle stazioni con presenza di substrati duri si è proceduto al grattaggio del substrato in immersione (una superficie di 400 cm^2, con replica) e a rilievi fotografici. Per ogni stazione, inoltre, è stata rilevata a vista la distribuzione delle specie vegetali più abbondanti su superfici di 100 m^2.

Risultati

Sono state complessivamente identificate 45 specie animali appartenenti ai seguenti gruppi sistematici: demosponge (1 specie), antozoi (2), briozoi (1), gasteropodi (6), bivalvi (5), policheti (10), crostacei (17), ditteri (1), ofiuroidei (1), ascidiacei (1) (Tab. 1); 22 di queste sono segnalate per la prima volta nell'ambiente, mentre 11 specie delle 37

citate in letteratura, non sono state ritrovate nel corso di questa indagine (Tab. 1). Tra gli organismi rinvenuti spicca la presenza di specie biocostruttrici che, nella parte centrale della laguna, elaborano formazioni massive di forma per lo più sferica/ciambellare, il cui

Tab. 1 - Elenco delle specie rinvenute nel corso della presente indagine e di quelle segnalate in letteratura per l'area in esame. Sono state prese in considerazione solo segnalazioni a livello di specie e/o genere; non sono state considerate le specie introdotte a fini di acquacoltura.
Nuovi rinvenimenti per l'ambiente.
* Specie segnalate in letteratura ma non rinvenute nel corso della presente indagine.

List of the species found during the present study together with those recorded from literature for this area. Only mentions at genus and/or species level have been considered; species introduced by man for aquaculture have not been taken into account.
 # Species newly found in the study area.
** Species recorded from literature not found during the present study.*

DEMOSPONGE	# *Halichondria panicea* (Pallas)
ANTOZOI	# *Aiptasia diaphana* (Rapp)
	Paranemonia cinerea (Contarini)
BRIOZOI	*Conopeum seurati* (Canu)
GASTEROPODI	# *Smaragdia viridis* (L.)
	# *Cerithium rupestre* Risso
	# *Bittium reticulatum* (da Costa)
	Hydrobia ventrosa (Montagu)
	Cyclope neritea (L.)
	Haminoea navicula (da Costa)
	* *Hinia* sp.
	* *Hexaplex trunculus* (L.)
	* *Bursatella leachi* Blainville
BIVALVI	# *Modiolus barbatus* (Linnè)
	Mytilus galloprovincialis Lam.
	Mytilaster lineatus (Gmelin)
	Cerastoderma glaucum (Poiret)
	Abra segmentum (Recluz)
	* *Tapes* sp.
POLICHETI	# *Naineris laevigata* (Grube)
	# *Cirriformia tentaculata* (Montagu)
	# *Perinereis cultrifera* (Grube)
	# *Harmothoe* sp.
	# *Sabellaria* sp.
	# *Platynereis dumerilii* (Audouin & Milne-Edwards)
	# *Syllis gracilis* Grube
	Hediste diversicolor (O.F. Muller)
	Ficopomatus enigmaticus (Fauvel)
	Hydroides dianthus (Verrill)
	* *Polydora ciliata* (Johnston)
	* *Hesione pantherina* Risso

Segue Tab. 1

BALANIDI	*Balanus eburneus* Gould
ISOPODI	# *Lekanesphaera monodi* (Arcangeli)
	# *Jaera hopeana* A. Costa
	Idotea baltica (Pallas)
	Cyathura carinata (Kroyer)
	Sphaeroma serratum (Fabricius)
	* *Ligia italica* Fabricius
ANFIPODI	# *Dexamine spinosa* (Montagu)
	# *Melita palmata* (Montagu)
	# *Echinogammarus olivii* (Milne Edwards)
	# *Microdeutopus gryllotalpa* A. Costa
	# *Corophium acherusicum* A. Costa
	# *Corophium orientale* Schellenberg
	Corophium insidiosum Crawford
	Gammarus insensibilis Stock
	Gammarus aequicauda (Martynov)
	* *Elasmopus rapax* A. Costa
DECAPODI	*Palaemon serratus* (Pennant)
	Carcinus mediterraneus Czerniavsky
	* *Penaeus kerathurus* (Forsskal)
	* *Palaemon adspersus* Rathke
	* *Crangon crangon* (L.)
DITTERI	*Chironomus* sp.
OFIUROIDEI	# *Amphipholis squamata* Delle Chiaje
ASCIDIACEI	*Botryllus schlosseri* (Pallas)

diametro spesso supera i 50 cm. Tali formazioni, edificate su basamenti solidi (generalmente substrati in legno), sono costituite principalmente dai tubi calcarei del polichete *Ficopomatus enigmaticus* e, in misura minore, dai gusci del bivalve *Mytilaster lineatus*, dal briozoo *Conopeum seurati* e dalla demospongia *Halichondria panicea*. Una crosta organogena semicoerente ricopre anche ampi tratti di fondale della parte centrale della laguna. La crosta si forma per deposizione sul fondo di detrito vegetale, soprattutto frammenti di foglie di *Zostera noltii,* che si spezzano sotto il peso dell'elevata biomassa epibionte. Tale strato viene prevalentemente compattato per opera di *Mytilaster lineatus* e *Conopeum seurati*. La presenza di formazioni organogene non era mai stata segnalata per la laguna di Lesina. Anche l'indagine relativa alla distribuzione delle specie vegetali più abbondanti ha evidenziato uno scenario sostanzialmente difforme rispetto a quanto indicato dalla letteratura: l'aspetto più evidente consiste nella marcata espansione di *Valonia aegagropila* nel settore occidentale della laguna, parallelamente alla riduzione dell'areale di distribuzione di *Gracilaria* sp.

Discussione e conclusioni

Il dato più rilevante riscontrato nel corso di questa indagine preliminare è la drammatica espansione dell'area di distribuzione di *V. aegagropila*, probabilmente correlata

a variazioni del regime idraulico della laguna. La diffusione di quest'alga può parzialmente giustificare le importanti differenze che emergono dal confronto tra l'attuale spettro specifico della fauna macrobentonica e quello ricostruito mediante l'analisi dei dati bibliografici.

Tuttavia è probabile che le differenze faunistiche osservate non corrispondano del tutto ad effettivi cambiamenti della comunità zoobentonica lagunare.

Infatti, gran parte delle 11 specie segnalate in letteratura e non rinvenute in questa indagine o sono tipicamente marine, solo occasionalmente presenti in ambienti lagunari, o sono natanti (decapodi) e richiedono specifiche tecniche di campionamento. Viceversa, il cospicuo numero di nuove segnalazioni faunistiche per il bacino, riferite a specie comuni ad altri ambienti lagunari mediterranei, può essere in parte il risultato di una maggiore accuratezza nella fase di campionamento e di identificazione del materiale biologico.

Il ricorso a tecniche di rilevamento e campionamento subacqueo ha consentito, inoltre, di cogliere importanti aspetti sfuggiti alle indagini precedenti, quali, ad esempio, la diffusa presenza nella laguna delle bioconcrezioni a *Ficopomatus* e a *Mytilaster*. A tale riguardo, è da sottolineare l'importanza ecologica degli organismi biocostruttori nell'ambito dell'ecosistema indagato, sia nel determinare una notevole diversificazione dei microhabitat, favorendo l'incremento della biodiversità, che per il ruolo giocato nei processi di consolidamento dei sedimenti incoerenti.

Bibliografia

BIANCHI C.N. (1980) – Serpuloidea (Anellida, Polychaeta) di alcune lagune costiere pugliesi. *Mem. Biol. Marina e Oceanogr.*, **10** (Suppl.): 365-366.

COZZOLINO G.C. (1995a) - Distribuzione dei molluschi bivalvi nella laguna di Lesina. *Biol. Mar. Medit*., **2** (2): 365-367.

COZZOLINO G.C. (1995b) - Macrofitobenthos della laguna di Lesina: cartografia estiva. *Biol. Mar. Medit*., **2** (2): 361-363.

COZZOLINO G.C., VILLANI P. (1993) - Prime prove di allevamento di *Tapes* (*Ruditapes*) *philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) nella laguna di Lesina. *Biologi italiani, A. 22°,* **5**: 34-36.

DE BENEDICTIS A., GAMBARDELLA C. (1997) - Effetti del ferro su due specie di crostacei marini. *Biol. Mar. Medit*.**,** **4** (1): 637-639.

DINARDO C., GAMBARDELLA C., GUARINO S.M., DE NICOLA M. (1997) - Note sulla biologia riproduttiva di una popolazione di *Gammarus insensibilis* stock della laguna di Lesina. *Biol. Mar. Medit*., **4** (1): 377-379.

LUMARE F., VILLANI P. (1989) - Pesca ed indirizzi di gestione produttiva nel lago di Lesina (costa sud-est italiana). *Oebalia*, **15** (2) N.S.: 683-691.

LUMARE F., SCORDELLA G., ZONNO V., DI MURO P., TESSARIN C., ZANELLA L. (1996) - Morphometric study of the wild populations of *Penaeus kerathurus*, Forsskål 1775, from Acquatina and Lesina lagoons (south-east Italian coast). *Oebalia*, **22**: 57-64.

MAROZZI E., CALIGARA M., SCHIAVONE R., D'ERRICO M., PELOSI S. (1996) - Presenza di mercurio totale nei fanghi ed in alcune specie di vertebrati ed invertebrati della laguna di Lesina (FG). *Biol. Mar. Medit*., **3** (1): 693-642.

OCCHIPINTI AMBROGI A., d'HONDT J.L. (1981) – Distribution of Bryozoans in brackish waters of Italy. In: Gilbert P., Larwood & Claus Nielsen, Olsen & Olsen (eds), *Recent and fossil Bryozoa*, Fredensborg, Denmark: 191-198.

PAGLIANI T.A. (1997) - Macrozoobenthos e qualità ambientale in laguna di Lesina. *Atti S.IT.E.*, **18**: 517-518.

PELOSI S., D'ADAMO R., SCHIAVONE R., SANSONE G. (1995) - Valutazione dell'alimentazione naturale di Teleostei ad alimentazione opportunistica nella laguna di Lesina. *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 323-325.

PERNICE M.R., GAMBARDELLA C., GUARINO S.M., DE NICOLA M. (1997) - Esperimenti di colonizzazione di macrofauna su differenti substrati vegetali nella laguna di Lesina. *Biol. Mar. Medit.*, **4** (1): 420-422.

PISCITELLI G., SCALERA LIACI L., BARONE G., GIOVINE G. (2000) – Macrobenthos dei fondi mobili della laguna di Lesina. *Biol. Mar. Medit.*, **7** (1): 723-727.

ZUPO V., LUMARE F., BISIGNANO V. (1997) - Influence of *Penaeus japonicus* Bate (Decapoda Natantia) predation activity on benthic associations in semi-extensive culture ponds. *Biol. Mar. Medit.*, **7** (1): 156-166.

Questo lavoro è stato effettuato con i contributi MURST ex 40% e 60%.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 538-541

M.C. Gambi, M. Dappiano, A. Iannotta, A. Esposito, V. Zupo, M.C. Buia

Stazione Zoologica di Napoli "A. Dohrn", Laboratorio di Ecologia del Benthos, Punta S. Pietro 80077 Ischia, Napoli, Italia.

ASPETTI STORICI ED ATTUALI DELLA BIODIVERSITÀ DEL BENTHOS: UN ESEMPIO IN ALCUNE AREE COSTIERE DEL GOLFO DI NAPOLI

BIODIVERSITY OF SOME COASTAL AREAS OF THE GULF OF NAPLES (TYRRHENIAN SEA): HISTORICAL AND ACTUAL ASPECTS

Abstract

A species check-list and data-base (MS Access) were established to estimate benthos biodiversity in two areas of the Gulf of Naples: the Phlegrean islands (Ischia, Procida and Vivara) and the Santa Croce bank. The data-base is composed of 2041 records of benthic species: 1845 in the Phlegrean islands and 437 in the S.ta Croce bank. The most numerous groups were macroalgae, cnidarians, polychaetes, molluscs and crustaceans, in relation to the high taxonomic efforts. The richest habitats in species are hard-bottoms (about 1100 taxa), followed by Posidonia oceanica *beds (752), soft-bottoms and* Cymodocea nodosa *meadows (about 500).*

Key-words: *benthos, check-lists, biodiversity, Gulf of Naples, Tyrrhenian Sea.*

Introduzione

In questi ultimi anni è stata rivalutata l'importanza della compilazione di check-list di specie come utile strumento per valutare la biodiversità di biotopi ed aree geografiche (alfa, beta e gamma diversità) in rapporto a comparazioni biogeografiche ed ecologiche attuali e pregresse, ed a problematiche di conservazione degli habitat marini. Ne sono un esempio numerose iniziative a livello nazionale ed Europeo (es. Minelli *et al.*, 1995; European Register of Marine Species), e la recente "Concerted Action" della Comunità Europea denominata BIOMARE (AA.VV., 1998).

Le problematiche delle specie introdotte, e delle specie indicatrici di eventuali cambiamenti climatici, accrescono l'importanza della compilazione di check-list anche a livello locale.

Nel presente lavoro si vuole fornire una prima stima della biodiversità del benthos nel Golfo di Napoli, una delle aree del Mediterraneo storicamente più conosciute, considerando due studi da noi di recenti condotti sulle isole Flegree (Ischia, Procida e Vivara, possibile futura Area Marina Protetta (AMP) denominata "Regno di Nettuno", e sull'area a tutela biologica del Banco di Santa Croce.

Materiali e metodi

Il Golfo di Napoli rappresenta una entità geografica e geomorfologica ben delimitata, ed è a sua volta costituito da alcuni sotto-sistemi (riconoscibili anche per il comparto pelagico, Carrada *et al.*, 1980) che possono essere caratterizzati indipendentemente, quali le isole Flegree (Ischia, Procida e Vivara), il Golfo di Pozzuoli, le numerose secche del largo, l'isola di Capri, e la Penisola Sorrentina.

Il complesso delle isole Flegree è un'area omogenea ad elevata dinamicità vulcanico-tettonica che delimita a nord il Golfo di Napoli. Il perimetro costiero delle tre isole

è di circa 64 Km, caratterizzato soprattutto da litorali e falesie rocciose, intercalate da piccole baie spesso terminanti con "pocket beach".

La zona presenta anche una notevole varietà di biotopi, dominati da praterie di *Posidonia oceanica*, fondi duri e fondi mobili di diversa natura, spesso frammisti tra loro (Data Report, 2001a).

Il Banco di S. Croce, area a tutela biologica dal 1993, rappresenta una delle rare secche rocciose costiere del settore sud-orientale del Golfo di Napoli. La secca, localizzata nelle vicinanze dell'abitato di Castellammare di Stabia e della foce del fiume Sarno, è caratterizzata da una serie di pinnacoli rocciosi di natura calcarea, disposti a formare un semicerchio dell'ampiezza di circa 50 m di diametro, che dal fondale detritico fangoso profondo circa 40 m si innalzano fino a 11 m dalla superficie (Bussotti *et al*., 1999; Data Report, 2001b). Nell'ambito dei due studi si è campionato soprattutto nei fondi duri utilizzando in modo integrato diverse tecniche: grattaggio, sorbona e census visuale, che hanno consentito una stima più completa della biodiversità. Nello studio relativo al Banco di S.ta Croce, prelievi ed osservazioni sono stati effettuati anche su base stagionale Il data-base di riferimento, elaborato in Access, si riferisce a dati reperiti in bibliografia (inclusi data-base informatici quale quello della Società Italiana di Malacologia, S.I.M.) aggiornati alla fine del 2000, ed integrati con i risultati dei due recenti studi. Per ogni specie, oltre alle sinonimie, sono state considerate tutte le informazioni reperibili circa distribuzione ed ecologia all'interno delle aree di studio.

Risultati e conclusioni

Il data-base complessivo comprende al momento 2041 record relativi a organismi bentonici dei quali 1845 rilevati nell'area delle isole Flegree e 437 presso il Banco di S. Croce. L'elevata diversità di specie riscontrata è dovuta a tipologia e molteplicità di ambienti considerati, ed alle metodologie integrate impiegate. Tra i taxa censiti, sono da segnalare numerose specie descritte per la prima volta nelle aree di studio per le quali la zona di indagine rappresenta "locus typicus".

Il contributo dei diversi gruppi floro-faunistici è indicato in Tab. 1; le liste specifiche ed il data-base sono reperibili presso gli Autori. La maggiore abbondanza di dati relativi ad alcuni gruppi (es., micro- e macroalghe, molluschi, policheti, crostacei), è da mettere in relazione con il maggior sforzo tassonomico svolto dagli specialisti.

Per le isole Flegree lo studio propedeutico per l'istituzione dell'AMP ha permesso di segnalare 399 specie non riportate prima per l'area (19% del totale). Tra queste degne di nota sono l'alga alloctona *Caulerpa racemosa* ed alcuni madreporari termofili (Dappiano *et al.*, 2002; Data Report, 2001a).

Per il Banco di S.ta Croce le informazioni pregresse erano invece alquanto scarse, essendo riportate solo 31 specie di cui 25 macroalghe rinvenute da Funk (1927) (Esposito, 2001).

Il data-base permette, attraverso ricerche mirate, l'estrapolazione e l'elaborazione delle informazioni, ad esempio per valutazioni della biodiversità per ambienti o per comparti eco-etologici, come illustrato in Fig. 1 per le isole Flegree. La maggior parte delle specie è stata rinvenuta nell'ambito di studi condotti soprattutto sui fondi duri (oltre 1100 specie, di cui solo 105 relative a sistemi di grotta) e nel sistema a *P. oceanica* (752 specie, di cui 190 costituite da epifiti vegetali ed animali). Infine, nei fondi mobili, sono state rinvenute 499 specie, di cui 239 rinvenute nei sistemi a *Cymodocea nodosa*.

Tab. 1 - Lista dei gruppi floro-faunistici e del numero dei taxa presenti nei data-base delle due aree di studio.

List of floral and faunal groups and of number of species occurring in the data-base of the two studied areas.

Isole Flegree		Banco S.ta Croce	
	no. specie		no. specie
Funghi	13	Macroalghe	87
Macroalghe	299	Cnidari	86
Microalghe	63	Policheti	8
Poriferi	139	Molluschi	160
Cnidari	68	Crostacei	85
Nematodi	82	Echinodermi	6
Policheti	342	Briozoi	2
Molluschi	394		
Artropodi	356		
Echinodermi	30		
Briozoi	47		
Tunicati	18		
Altri	12		

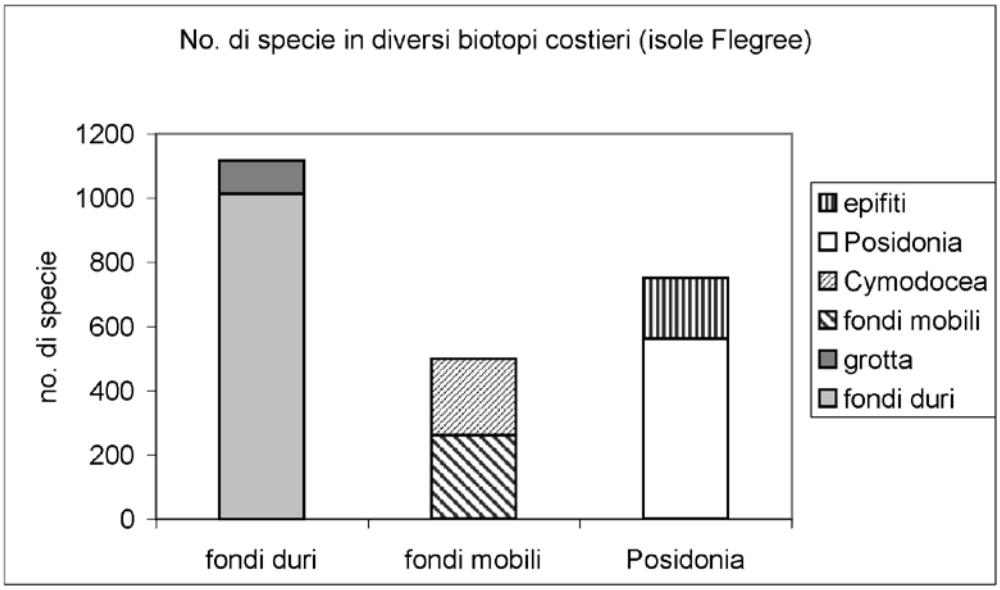


Fig. 1 - Numero di specie rinvenute nell'area relativa alle isole Flegree (Ischia, Procida e Vivara), suddivise per biotopi principali.

Number of species recorded in the studied area of the Phlegrean islands (Ischia, Procida and Vivara), grouped according to the main biotopes.

Bibliografia

AA.VV. (1998) - Concepts and methods for studying marine biodiversity, from gene to ecosystem. *Oceanis* (special volume), **24** (4): 1-420.

BUSSOTTI S., BUIA M.C., DI CAPUA I., GAMBI M.C., LORENTI M., SCIPIONE M.B., TERLIZZI A., ZUPO V. (1999) - Preliminary biocoenotic characterization of the protected area "Banco Santa Croce" (Gulf of Naples, Italy). *Biol. Mar. Medit*., **6** (1): 133-135.

CARRADA G.C., HOPKINS T.S., BONADUCE G., IANORA A., MARINO D., MODIGH M., RIBERA D'ALCALA M., SCOTTO DI CARLO B. (1980) - Variability in the hydrographic and biological features of the Gulf of Naples. *P.S.Z.N.I: Mar. Ecol*., **1**: 105-120.

EUROPEAN REGISTER OF MARINE SPECIES (ERMS). www.erms.bio.soton.ac.uk.

DATA REPORT (2001 a) - Studio propedeutico all'istituzione dell'Area Marina Protetta "Regno di Nettuno" (Isole di Ischia, Procida e Vivara), (responsabile Gambi M.C.). Ministero dell'Ambiente, Servizio Difesa Mare, Roma.

DATA REPORT (2001 b) - Ecologia della Pesca e gestione sperimentale dell'area a tutela biologica del Banco di Santa Croce (Golfo di Napoli), (responsabili Zupo V., Buia M.C.). Ministero Politiche Agricole e Risorse Forestali.

DAPPIANO M., IACONO B., GAMBI M.C. (2002) - Biocoenotic characterisation and new records of benthic organism in the Phlegrean Island (Ischia, Procida and Vivara, Gulf of Naples) by means of visuals census. *Biol. Mar. Medit*., **9** (1): 519-525.

ESPOSITO A. (2001) - *Variazioni spazio-temporali delle comunità bentoniche algali del Banco di Santa Croce (Golfo di Napoli)*. Tesi di laurea Università Federico II Napoli, Dip.to Ecologia: 136 pp.

FUNK G. (1927) - Die algenvegetation des Golfs von Neapel. *Publ. St. Zool. Napoli*, **7**: 199-203.

MINELLI A., RUFFO S., LA POSTA S. (1995) - *Check-list delle specie della Fauna Italiana*. Calderini, Bologna.

S.I.M. Società Italiana di Malacologia: Censimento dei molluschi conchiferi dei mari italiani: http://estaxp.santateresa.enea.it www/censim/centimento.html.

Questo lavoro è stato realizzato nell'ambito dello studio propedeutico alla istituzione dell'AMP denominata "Regno di Nettuno" (isole di Ischia, Procida e Vivara) finanziato dal Ministero dell'Ambiente; e nell'ambito del progetto "Ecologia della Pesca e gestione sperimentale dell'area a tutela biologica del Banco di Santa Croce (Golfo di Napoli)", finanziato dal Ministero delle Politiche Agricole.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 542-546

R. Boscolo, M. Cornello, O. Giovanardi

Istituto Centrale per la Ricerca Applicata al Mare, ICRAM, Loc. Brondolo - 30015 Chioggia, Venezia, Italia.

STUDIO PRELIMINARE PER LA SCELTA DI UN INDICE DI CONDIZIONE APPLICATO ALLA MITILICOLTURA NELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE

A CONDITION INDEX APPLIED TO CULTURED MUSSELS IN NORTHERN ADRIATIC: A PRELIMINARY STUDY

Abstract

Five parameters and six indices of condition of Mytilus galloprovincialis *have been investigated and analysed by means of discriminant function analysis. Our results show that shell weight (PC) and dry tissue weight (PS) and the condition index PS/PC are the best parameters for identifying the best period for mussel collection.*

Key-words*: condition index, discriminant analysis,* Mytilus galloprovincialis.

Introduzione

Mytilus galloprovincialis nell'ambito della maricoltura è la specie maggiormente allevata lungo le coste italiane. È importante conoscere il periodo in cui il mollusco presenta una quantità di polpa maggiore al fine di commercializzare mitili più apprezzabili. Tale informazione può essere ottenuta tramite l'utilizzo degli indici di condizione.

Questo lavoro si propone lo scopo di individuare tra i vari indici di condizione quello che più è rappresentativo del campione esaminato.

Materiali e metodi

I campionamenti sono stati effettuati nell'impianto di mitilicoltura della cooperativa VISMA di Chioggia, situato a 5 miglia a largo di Porto Caleri (RO).

La frequenza dei prelievi è stata bimestrale da agosto'99 ad aprile'00, poi questi si sono susseguiti con cadenza mensile fino a luglio'00.

Per ogni campione, composto da 40 esemplari, sono state misurate le seguenti variabili: la lunghezza (LUNG) con un calibro decimale (al mm inferiore), il peso secco delle carni (PS) e il peso secco della conchiglia (PC) (48 h in stufa a 105°C), la quantità di ceneri (4 h in muffola a 450°C), il volume valvare (VV) tramite aspirazione con siringa graduata al decimo di millilitro del contenuto interno di liquido di una valva (poi moltiplicato per due). Infine si è calcolato il valore di AFDW (peso secco senza ceneri) come differenza tra il peso secco e le ceneri. Tutti i pesi sono stati effettuati con una bilancia analitica con precisione 10^{-5} gr.

Attraverso le diverse variabili corporee si sono calcolati una serie di indici di condizione (Hrs-Brenko, 1967; Phernambucq e Vroonland, 1983; Valli *et al*., 1995; Pazos *et al.,* 1997; Okumuş e Stirling, 1998): PS/VV, PS/PC, PS/LUNG, AFDW/VV, AFDW/PC e AFDW/LUNG.

Per discriminare le variabili corporee e gli indici di condizione si è applicata l'analisi delle funzioni discriminanti, preceduta dall'analisi della varianza per verificare la diversità tra i campioni per ciascuna variabile.

Risultati

In Fig. 1 sono rappresentati gli andamenti dei valori medi (±D.S.) degli indici di condizione calcolati per ciascun mese di campionamento.

L'analisi della varianza ha dato valori significativi ($p<0.01$) sia per i parametri corporei che per gli indici di condizione.

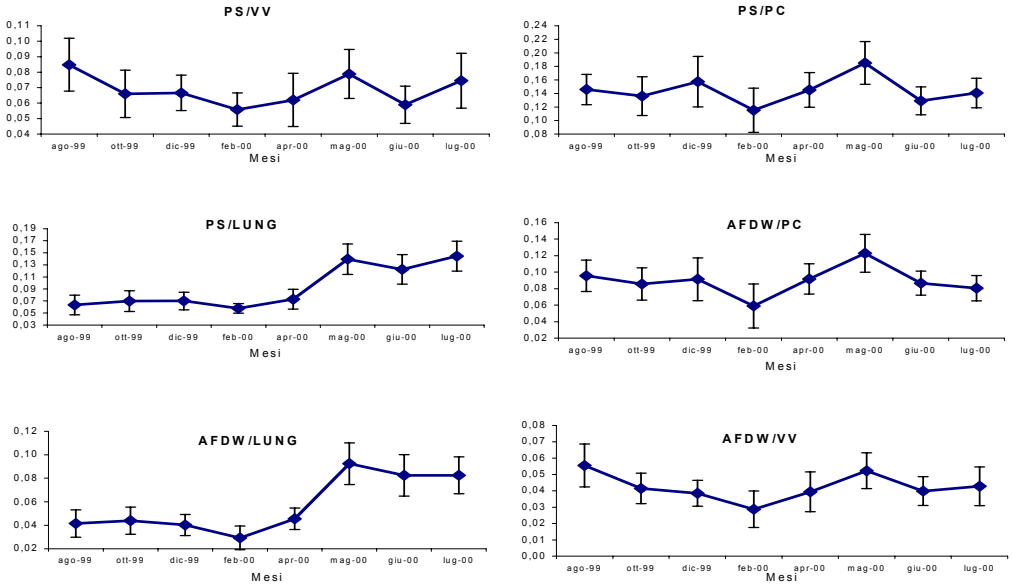


Fig. 1 - Valori medi (± DS) degli indici di condizione.
Mean values (±SD) of indices of condition.

In Tab. 1a sono riportati, per i parametri corporei, i coefficienti standardizzati delle funzioni canoniche, dai quali emerge che la prima radice (69% della varianza spiegata) è associata principalmente al peso della conchiglia seguito con valori molto simili dalle variabili peso secco e AFDW. Per quanto riguarda l'analisi condotta sugli indici di condizione le prime due radici esprimono l'84% della varianza spiegata e sono associate rispettivamente a PS/PC-AFDW/PC e PS/LUNG-AFDW/LUNG (Tab. 1b). Dai valori di correlazione tra le variabili e le funzioni discriminanti emerge come la radice 1 sia maggiormente correlata con PS/LUNG-AFDW/LUNG, mentre la radice 2 con PS/PC-AFDW/PC (Tab. 2). La separazione tra i mesi, emersa osservando le medie delle variabili canoniche degli indici di condizione riportati in Tab. 3 e gli andamenti dei valori medi delle variabili (Fig. 1) alle quali la radice 1 è maggiormente correlata, mettono in evidenza una divisione tra gli ultimi tre mesi, in cui il prodotto raggiunge la maturazione commerciale, e i precedenti. Nella radice 2 la separazione è meno evidente anche se, osservando l'andamento delle variabili maggiormente correlate con le

funzioni canoniche, si rileva una divisione tra ago. '99, feb. '00: e lug. '00, mesi dove l'indice di condizione tendenzialmente presenta valori più bassi rispetto ai rimanenti. All'interno di questi ultimi il gruppo che più si discosta dagli altri è maggio, mese in cui l'indice di condizione ha il valore più elevato.

Tab. 1 - Coefficienti delle funzioni canoniche e varianza cumulativa spiegata per a) i parametri corporei, b) gli indici di condizione.

Coefficients of canonical variables and cumulative variance explained for a) body parameters, b) indices of condition.

Variabili	radice 1	radice 2
LUNG	-0,305	-1,660
VV	0,179	-0,369
PC	-0,865	2,041
PS	0,501	-0,546
AFDW	-0,597	0,261
varianza cumulativa	0,687	0,928

a)

Variabili	radice 1	radice 2
PS/VV	-0,378	-0,827
PS/PC	1,409	-1,573
PS/LUNG	-1,229	3,542
AFDW/VV	1,032	1,683
AFDW/PC	-1,341	0,978
AFDW/LUNG	-0,027	-3,799
varianza cumulativa	0,723	0,841

b)

Tab. 2 - Coefficienti di correlazione tra le variabili e le funzioni discriminanti per gli indici di condizione.

Coefficients of correlation between the variables and the discriminant function for indices of condition.

Variabili	radice 1	radice 2
PS/VV	-0,026	0,167
PS/PC	-0,082	-0,318
PS/LUNG	-0,804	0,076
AFDW/VV	-0,054	-0,048
AFDW/PC	-0,114	-0,482
AFDW/LUNG	-0,763	-0,243

Tab. 3 - Valori medi delle variabili canoniche per gli indici di condizione.

Mean values of canonical variables for indices of condition.

Gruppo	radice1	radice2
ago-99	2,426	0,514
ott-99	1,276	-0,078
dic-99	1,666	-0,404
feb-00	1,798	0,361
apr-00	1,020	-0,321
mag-00	-2,520	-1,108
giu-00	-2,636	-0,852
lug-00	-3,096	1,867

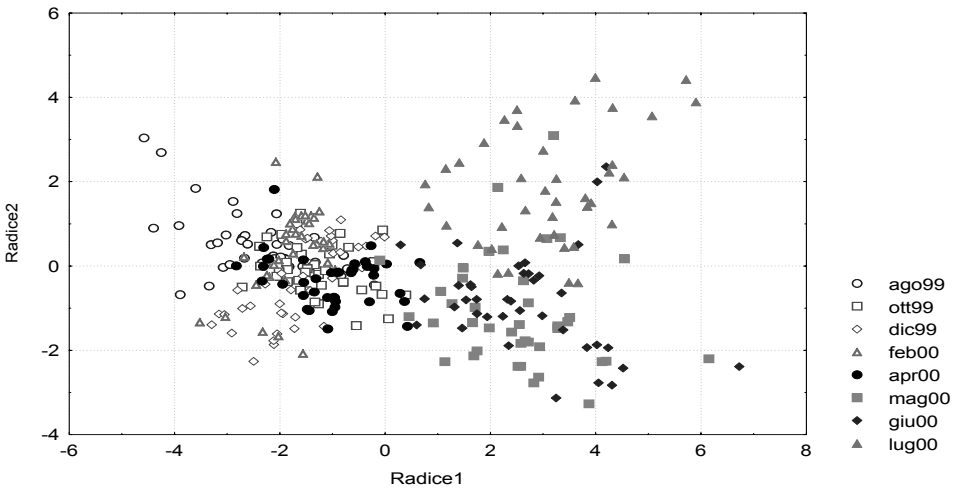


Fig. 2 - Diagramma di dispersione per le funzioni discriminanti degli indici di condizione.
Scatterplot of discriminant functions for indices of condition.

Discussione e conclusioni

L'indice di condizione ha la finalità di quantificare la parte edule del mollusco rispetto all'intero organismo, quindi le variabili che appaiono al denominatore devono essere in grado di esprimere un numero d'informazioni elevato sulla biometria del mollusco, in particolare in relazione all'andamento di crescita (Whyte e Englar, 1982).

La crescita del mitilo nel tempo non è lineare ed omogenea per tutti i parametri allometrici. È stato dimostrato che negli organismi più giovani la maggior parte della crescita è a carico della lunghezza (Coe e Fox, 1942). Con l'aumentare dell'età la crescita in lunghezza diminuisce mentre aumenta la larghezza. La deposizione di carbonato di calcio invece continua per tutta la vita, quindi il peso della conchiglia continua ad aumentare anche quando larghezza e lunghezza non si modificano più. Da ciò probabilmente deriva la capacità del peso della conchiglia di discriminare tra i diversi gruppi di variabili in relazione ai diversi mesi.

Numerosi autori prediligono il volume valvare al denominatore dell'indice rispetto il peso della conchiglia (Baird, 1958; Hickman e Illingworth, 1980; Whyte e Englar 1982; Okumuş e Stirling, 1998), contrariamente da quanto è emerso dall'analisi dei coefficienti delle funzioni canoniche in cui il volume valvare e gli indici che lo comprendono hanno il più basso potere discriminante. Tale parametro infatti è notevolmente influenzato dall'età dell'individuo. I mitili, come succede anche per altri molluschi quali le ostriche (Galstoff, 1964), in giovane età hanno una conchiglia più piatta rispetto agli individui adulti, di conseguenza il volume valvare è quasi interamente occupato dal tessuto molle. Ne consegue che in questa fase del ciclo di crescita, il rapporto tra il peso secco delle carni con il volume valvare, dà valori più elevati.

Concludendo si può dire che le variabili che più discriminano tra i gruppi sono il peso della conchiglia seguite da peso secco e AFDW. Allo stesso tempo gli indici di condizione con maggior potere discriminante sono PS/PC e AFDW/PC. Poiché è emerso che il peso

secco e l'AFDW hanno lo stesso potere discriminante, è consigliabile utilizzare il PS/PC, vista la maggiore velocità e semplicità operativa nell'elaborazione di tale indice.

Bibliografia

BAIRD R.H. (1958) - Measurement of condition in mussels and oysters. *J. Cons. Perm. Inter. Explor. Mer*., **23**: 249-257.

COE W.R., FOX D.L. (1942) - Biology of the Californian sea mussel *Mytilus californianus.* Influence of temperature, food, supply, sex and age on the rate of growth. *J. Exp. Zool.,* **90**: 1-30.

GALTSOFF P.S. (1964) – The American oyster Crassostrea virginica Gmelin. *Fishery Bulletin of the Fish and Wildlife Service*, **64**: 480 pp.

HICKMAN R.W., ILLINGWORTH J. (1980) - Condition cycle of the green lipped mussel *Perna canaliculus* in New Zealand. *Mar. Biol*., **60**: 27-38.

HRS-BRENKO M. (1967) - Index of condition in cultured mussels on the Adriatic coast. *Thalassia Jugosl*., **3**: 173-179.

OKUMUŞ I., STIRLING H.P. (1998) - Seasonal variations in the meat weight, condition index and biochemical composition of mussels (*Mytilus edulis* L.) in suspended culture in two Scottish sea lochs. *Aquaculture,* **159**: 249-261.

PAZOS A.J., ROMÀN G., ACOSTA C.P., ABAD M., SÀNCHEZ J.L. (1997) - Seasonal changes in condition and biochemical composition of the scallop *Pecten maximus* L. from suspended culture in the Ria de Arousa (Galicia, N.W. Spain) in relation to environmental conditions. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., **79**: 19-37.

PHERNAMBUQ A.J.W., VROONLAND C.S. (1983) - A comparison of four indexes of condition of the european flat oyster (*Ostrea edulis* L.). *Inter. coun. Explor. Sea* C.M. 1983/F3: 11 pp.

VALLI G., MAZZOLINI D., RAIMONDI V. (1995) - Ciclo riproduttivo e biometria in *Tapes philippinarum* (Adams e Reeve, 1850) dell'alto Adriatico durante un ciclo annuale. *Hydrores,* **15**: 41-53.

WHYTE J.N.C., ENGLAR J.R. (1982) - Seasonal variation in the chemical composition and condition indices of Pacific Oyster, *Crassostrea gigas*, grown in trays or on the sea bed. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*., **39**: 1084-1094.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 547-548

S. De Innocentiis, E. Miggiano, A. Ungaro, D. Crosetti

ICRAM, Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.

MICROSATELLITE AND AFLP FINGERPRINTING METHODS OPTIMIZATION FOR SEABASS AND SEABREAM AQUACULTURE BROODSTOCKS MANAGEMENT

OTTIMIZZAZIONE DI METODICHE DI DNA FINGERPRINTING PER LA GESTIONE DI STOCK DI RIPRODUTTORI DI SPIGOLA ED ORATA

Abstract

Microsatellite and AFLP fingerprints of seabass and seabream aquaculture broodstocks from Italian commercial hatcheries are being carried out in order to evaluate genetic variability and genetic relationship within and among farms. Reliable, cost- and time-saving protocols were estabilished.

Key-words: Sparus aurata, Dicentrarchus labrax, *aquaculture, microsatellite, AFLP.*

Introduction

In this survey, European seabass (*Dicentrarchus labrax*) and gilthead seabream (*Sparus aurata*) aquacultural broodstocks from Italian commercial hatcheries are being genetically characterized. These two species are the most important marine finfish aquacultured in the Mediterranean region. There is a major need to collect as much genetic information as possible on those individuals used as broodstock, in order to obtain basic knowledge for biodiversity conservation and management. Individual profiles of each broodstock are being recorded through AFLP and microsatellite fingerprinting, with the aim of assessing genetic variability, inbreeding levels, kinship and wider genetic relationships within and among hatcheries.

Materials and methods

Broodstocks were sampled from 5 out the 15 Italian marine hatcheries with minimally invasive sampling techniques. Fin clips (1 cm^2) or blood samples (up to 2 ml) were collected from 486 seabasses and 412 seabreams, and then stored in 80% ethanol or at –20°C, respectively. Genomic DNA was extracted by a standard phenol-chloroform method (Maniatis *et al.*, 1982) or by silica gel spin columns, and stored in a low TE buffer.

The most suitable protocol for AFLP analysis (Vos *et al.*, 1995; Ajmone-Marsan *et al.*, 1997) was assessed. In the restriction step, about 200 ng of genomic DNA was digested with *Taq*I (2 h at 65°C) and *Eco*RI (2 additional hours at 37°C); the restriction fragments were then ligated to the specific adapters by T4 ligase (3 h at 37°C). Pre-selective and selective amplification steps were performed with primers carrying respectively 1 (*Eco*RI+A and *Taq*I+C) and 3 (*Eco*RI+AAC and *Taq*I+CAC, *Taq*I+CCA or *Taq*I+CAG) selective bases (see Vos *et al.*, 1995, for primers nomenclature). *Eco*RI selective primers were 5'-labeled with IRD700 or IRD800 fluorochromes.

For microsatellite screening, 6 (SaGT1, SaGT26, SaGT31, SaGT32, SaGT41a, SaGT41b; Batargias *et al.*, 1999) and 5 (Lbx6, Lbx8, Lbx9, Lbx13, Lbx29; Garcia de Lèon *et al.*, 1995) loci were amplified in *S. aurata* and *D. labrax* respectively.

The forward primer of each pair was 5'-labeled with IRD700 or IRD800 fluorochromes. PRC protocols were optimized to standardize products concentration in order to allow multiple scoring; multiplex PCRs were assessed for some loci (Lbx6+Lbx8; SaGT1+SaGT32), while others are under test. Both AFLP and microsatellite products, denatured at 92°C for 10 min and snap-cooled in ice water, were electrophoresed on a 6,5% denaturing polyacrylamide gel using a Li-Cor 4200L automated sequencer.

Results

Three AFLP primer combinations (*Eco*RI+AAC combined with *Taq*I+CAC, *Taq*I+CCA or *Taq*I+CAG) were tested in *D. labrax*, producing a total of 43 amplified bands, 7 of which were polymorphic in the few individuals assayed so far.

As far as microsatellites are concerned, a preliminary screening on a subset of samples revealed high levels of polymorphism for both *S. aurata* (5-18 alleles per *locus*) and *D. labrax* (4-15 alleles per *locus*).

Discussion and conclusions

As preliminary results, both AFLP and microsatellite markers showed adequate levels of polymorphism for fingerprinting purposes and for fine genetic analysis. Optimization of protocols gave satisfactory results and will allow the establishment of standard procedures for routine analysis of new individual broodstock. Once completed, this database on commercial broodstocks will be useful for several applications, such as breeding programs, ecolabeling, monitoring of escapees and stock enhancement assessment.

References

AJMONE-MARSAN P., VALENTINI A., CASSANDRO M., VECCHIOTTI-ANTALDI G., BERTONI G., KUIPER M. (1997) - AFLP markers for DNA fingerprinting in cattle. *Anim. Genet.,* **28**: 418-426.

BATARGIAS C., DERMITZAKIS E., MAGOULAS A., ZOUROS E. (1999) - Characterization of six polymorphic microsatellite markers in gilthead seabream, *Sparus aurata* (Linnaeus 1758). *Mol. Ecol.,* **8** (5): 897-899.

GARCÍA DE LÉON F.J., DALLAS J.F., CHATAIN B., CANNONE M., VERSINI J.J., BONHOMME F. (1995). - Development and use of microsatellite markers in sea bass, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) (Perciformes: Serranidae). *Mol. Mar. Biol. Biotech*., **4**: 62-68.

MANIATIS T., FRITSCH E.F., SAMBROOK J. (1982) - *Molecular Cloning: A Laboratory Manual.* Cold Spring Harbor Laboratories, Cold spring Harbor, NY: 545 pp.

VOS P., HOGERS R., BLEEKER M., REIJANS M., VAN DE LEE T., HORNES M., FRIJTERS A., POT J., PELEMAN J., KUIPER M., ZABEAU M. (1995) - AFLP: a new technique for DNA fingerprinting. *Nucl. Ac. Res*., **23** (21): 4407-4414.

Research carried out within a project financed by the General Directorate for Fisheries and Aquaculture, Ministry of Agriculture and Forestry Policies, within the 5th three-years Plan for Fisheries and Aquaculture.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 549-551

G. Sansone[1,2], A. Fabbrocini[1], S. Ieropoli[1], A. Zupa[1], S. Rispoli[1]

[1]Dipartimento di Fisiologia Generale ed Ambientale, Università degli Studi di Napoli Federico II, Via Mezzocannone, 16 - 80134 Napoli, Italia.
[2]CRIAcq., Portici, Napoli, Italia.

EFFETTI DI UN SUBSTRATO ENERGETICO SULLA MOTILITÀ DI SPERMATOZOI DI SPIGOLA *(DICENTRARCHUS LABRAX,* L.)

EFFECTS OF AN ENERCY SOURCE ON SEA BASS (DICENTRARCHUS LABRAX, *L.) SPERMATOZOA MOTILITY*

Abstract

*The resistance of motility in semen of sea bass (*Dicentrarchus labrax*) stored at 0-2°C after dilution in a motility inactivator medium, enriched with sodium pyruvate 1.25 mM, was evaluated. This medium enables to use semen up to seven days after sampling, vs. four days in the not enriched medium.*

Key words: *sea bass, spermatozoa, sodium pyruvate.*

Introduzione

In numerose specie ittiche, quali ad esempio la spigola, la diluizione del seme in un un mezzo che inattivi la motilità cellulare evita lo spreco delle riserve energetiche degli spermatozoi (Dreanno *et al.*, 1999; Sansone *et al,* 2001), permettendo la gestione del seme in pratiche di fecondazione artificiale. Scopo di questo lavoro è stato la valutazione dell'effetto sulla motilità di spermatozoi di spigola conservati a freddo, dell'addizione al seme inattivato di un substrato energetico quale il piruvato di sodio.

Materiali e metodi

Il seme veniva prelevato per spremitura addominale da maschi adulti maturi allevati in intensivo ed immediatamente addizionato del diluente inibitore DI_2 (Sansone *et al.*, 2001). Aliquote di seme inibito venivano addizionate con 1.25 mM di piruvato di sodio (DI_2pyr) e conservate al buio, in ghiaccio (0-2°C). Gli spermatozoi così tenuti venivano poi attivati in prelievi temporali successivi, e ne veniva valutata la classe di motilità iniziale, secondo il metodo delle classi modificato (Fabbrocini *et al.*, 2000), ed il tempo impiegato fino al suo totale decadimento (classe 0). L'attivazione veniva effettuata mediante diluizione 1:100 con acqua di mare autoclavata. Il controllo era costituito da seme diluito nel solo mezzo inattivante (DI_2).

Risultati

I risultati sono rappresentati in Fig. 1. La motilità all'attivazione non presenta variazioni significative in entrambi i gruppi fino a 6 h; successivamente decade di circa 2 classi in 24 h ($P < 0.001$), senza alcuna differenza con il gruppo di controllo. Per tempi di incubazione superiori alle 24 h, invece, il seme diluito in DI_2pyr conserva una motilità all'attivazione sempre leggermente superiore rispetto al controllo ($0.02 < p < 0.05$). Inoltre, gli spermatozoi di tale gruppo non sono più in grado di essere attivati dopo 108h dal prelievo; gli spermatozoi del seme diluito in DI_2pyr, invece, continuano ad

attivarsi ben oltre 180 h dal prelievo. La durata della motilità dopo l'attivazione (tempo di decadimento a classe 0), invece, non presenta alcuna significativa differenza tra il controllo ed il seme addizionato di piruvato di sodio, mantenendosi intorno ai 3 min fino a 72 h dal prelievo e scendendo ad 1 min per tempi più lunghi di conservazione.

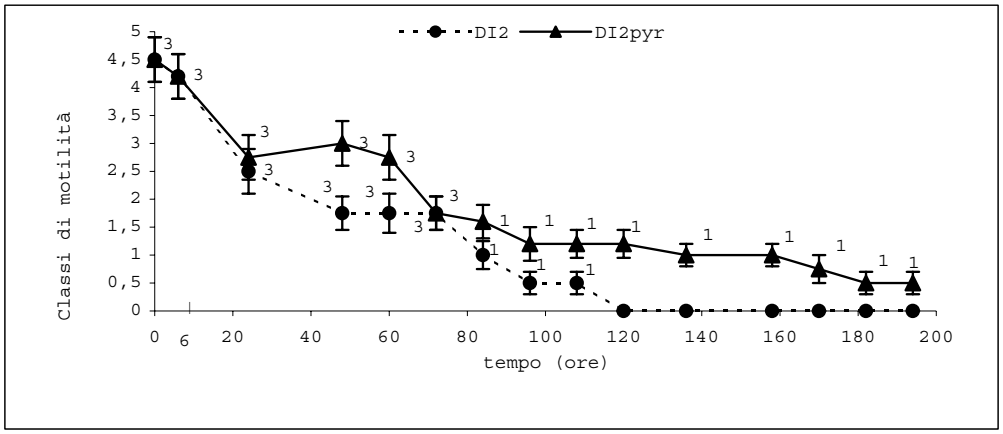


Fig. 1 - Andamento della motilità espresso in classi (±SD n=30) di seme diluito in DI_2 (controllo) e addizionato di piruvato di sodio (DI_2pyr), conservato a 0÷2°C. I valori in cima alle SD rappresentano il tempo (minuti) impiegato dagli spermatozoi per divenire immobili (classe 0).

Pattern of motility expressed in classes (±SD n=30) of semen diluted in DI_2 (control) and enriched with sodium pyruvate (DI_2pyr), kept at 0÷2°C. The label values represents the time (minutes) of motility dropping to class 0.

Discussione e conclusioni

Il piruvato di sodio sembra avere effetti solo sulla capacità di attivazione degli spermatozoi, prolungandola significativamente rispetto al controllo ($P<0.001$). Infatti, con l'addizione del piruvato di sodio al mezzo inattivante, il seme conserva la capacità di essere attivato, sebbene con basse percentuali di spermatozoi dotati di buona motilità, anche dopo una settimana dal prelievo. Gli spermatozoi del seme diluito in DI_2pyr conservano una motilità all'attivazione leggermente superiore a classe 3 (oltre il 50% di spermatozoi dotati di motilità rapida, vigorosa e lineare) che decade in circa 3 min dopo l'attivazione, fino a 48 ore dopo il prelievo; in sua assenza (gruppo di controllo), invece, dopo 48 h la motilità all'attivazione è inferiore di circa 1 classe ($P<0.001$). In conclusione, dal momento che è possibile ottenere buone percentuali di fecondazione anche con seme dotato di scarsa motilità aumentando semplicemente il rapporto spermatozoi/uova (Fauvel *et al.*, 1999), l'aggiunta del piruvato al diluente ne permette il trasporto e l'utilizzo anche a distanze considerevoli, e la conservazione per più giorni, senza dover ricorrere alla criopreservazione.

Ringraziamenti

Si ringrazia l'Azienda Ittica Ugento (Le) per aver gentilmente fornito il seme.

Bibliografia

DREANNO C., COSSON J., SUQUET M., CIBERT C., FAUVEL C., DORANGE G., BILLARD R. (1999) - Effects of osmolality, morphology perturbations and intracellular nucleotide content during movement of sea bass (*D. labrax*) spermatozoa. *J. Reprod. Fertil*., **116**: 113-125.

FABBROCINI A., LUBRANO LAVADERA S., RISPOLI S., SANSONE G. (2000) – Cryopreservation of sea bream (*S. aurata*) spermatozoa. *Cryobiol.*, **40**: 46-53.

FAUVEL C., SAVOYE O., DREANNO C., COSSON J., SUQUET M. (1999) - Characteristics of sperm of captive seabass in relation to its fertilization potential. *J. Fish Biol.*, **54** (2):356-369.

SANSONE G., FABBROCINI A., ZUPA A., LUBRANO LAVADERA S., RISPOLI S., MATASSINO D. (2001) – Inactivator media of sea bass (*D.labrax*) spermatozoa motility. *Aquacult.*, **202:** 257-268.

Ricerca condotta con fondi MIPA (Progetto 5C150) e CNR PF 49 Biotecnologie.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 552-554

E. Favaloro, L. Lopiano, C. Ciccarello, A. Mazzola

Dipartimento di Biologia Animale, Via Archirafi, 18 - 90123 Palermo, Italia.

COMPOSIZIONE BIOCHIMICA DEL TESSUTO EPATICO E MUSCOLARE DI TONNO ROSSO (*THUNNUS THYNNUS*) ALLEVATO

BIOCHEMICAL COMPOSITION OF HEPATIC AND MUSCLE TISSUE OF REARED BLUEFIN TUNA THUNNUS THYNNUS

Abstract

Growth, biochemical composition of muscle and liver, and the main condition indices were analysed in 14 specimens of Thunnus thynnus *(Osteichthyes) reared in a floating cage in Favignana (TP). Muscle lipid content was 8.77±1.82%, RNA:DNA ratio was similar in liver and muscle, while RNA:Protein ratio was clearly higher in liver.*

Key-words*: growth rate, biochemical composition, condition indices,* Thunnus thynnus.

Introduzione

La regolamentazione della pesca dei tunnidi (ICCAT), ha fatto si che il mondo della ricerca scientifica intensificasse negli ultimi anni la sperimentazione finalizzata ad una migliore gestione di tale risorsa con studi mirati al ripopolamento. Tali studi prevedono sia ricerche riguardanti la riproduzione in cattività, sia prove di stabulazione in gabbia atte al miglioramento del protocollo di allevamento. Nel caso specifico di *T. thynnus*, il mantenimento e l'ingrasso faciliterebbe l'aumento del tenore lipidico delle carni dal quale dipende il valore commerciale, consentendo così di frazionare la vendita o di effettuarla in più periodi anche in quelli di minore disponibilità di prodotto naturale. Le attività di sperimentazione hanno fornito indicazioni di facile trasferibilità che potranno trovare, insieme alle conoscenze già consolidate, una rapida applicabilità nel comparto produttivo.

Materiali e metodi

Nel mese di luglio 1999, 100 esemplari di *T. thynnus* sono stati trasferiti dalla "camera della morte" della tonnara fissa di Favignana (TP) in una gabbia galleggiante (diametro 30 m, altezza 15 m e volume 11.000 m^3). La lunghezza totale media iniziale era di 126.50±6.41 cm ed il peso medio iniziale era di 25.92±4.25 kg (min 15 kg, max 35 kg). Durante la fase di stabulazione, i tonni sono stati alimentati con alimento fresco (*Boops boops*, *Sardinella aurita*, *Trachurus trachurus*, *Spicara maena*, *Engraulis encrasicholous*; quantità totale=7.240 kg). Dopo 4 mesi (novembre 1999) sono stati sacrificati tutti gli esemplari di *T. thynnus* (n=85), e su tutti gli esemplari sono stati rilevati i seguenti parametri biometrici: lunghezza totale (LT, cm), lunghezza standard (LS; cm), peso umido totale (PT; kg), peso dei visceri (g) e ne è stato determinato il sesso, mentre su un sub-campione di 14 esemplari sono stati calcolati il contenuto percentuale in acqua e la concentrazione di lipidi (Bligh e Dyer, 1959; Marsh e Weinstein, 1966), protidi (Lowry *et al*., 1951), glicogeno (Keppler e Decker, 1974), RNA e DNA (Houlihan *et al.*, 1988) del tessuto epatico e muscolare (peduncolo caudale) calcolati come mg/g di materia secca (DW). Sono stati inoltre calcolati i seguenti indici bio-

chimici (RNA:DNA, RNA:Proteine) e di condizione corporea (fattore di condizione di Fulton, FC e indice viscero-somatico,VSI).

Risultati

I tonni dopo 4 mesi di stabulazione hanno raggiunto una LT di 127.40±8.01 cm e un PT umido di 26.15±4.18 kg. Il tasso di crescita specifico in peso è stato di 0.0072%. FC ha presentato un valore medio di 1.25±0.07 ed ha mostrato una correlazione negativa con la taglia (LT; r=-0.60; p<0.001; da 117 cm a 135 cm), mentre VSI ha presentato un valore medio di 3.81±1.06 ed è risultato indipendente dalla taglia.

In Fig. 1 sono riportati i valori medi (±ds) del contenuto percentuale di lipidi, protidi, glicogeno ed H_2O del fegato e del muscolo. Il contenuto di lipidi e di glicogeno del fegato è risultato superiore a quello del muscolo, mentre il contenuto in acqua ed in proteine ha presentato dei valori molto simili nei due tessuti (intorno al 70% per l'acqua e circa il 50% per le proteine).

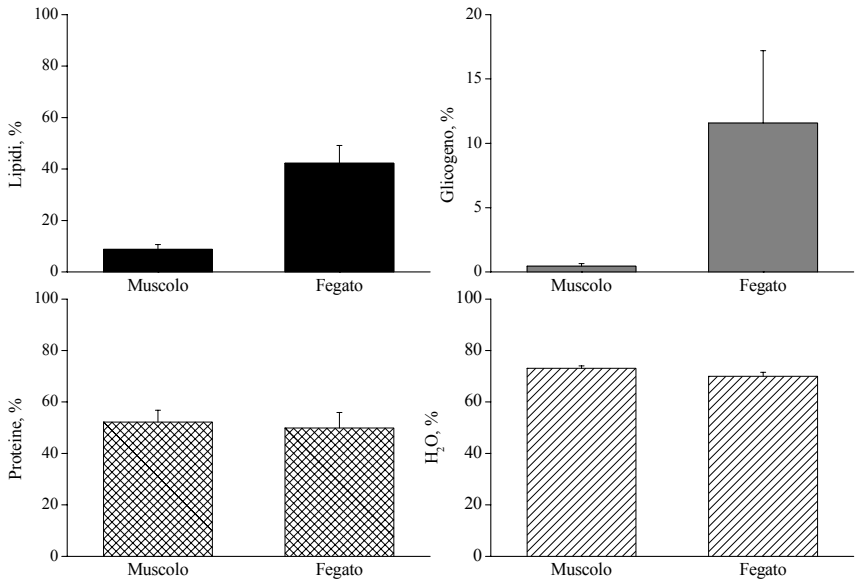


Fig. 1 - Valori medi percentuali (±ds) del contenuto in lipidi, protidi, glicogeno ed acqua del muscolo e del fegato di *Thunnus thynnus*.

Percent mean values (±sd) of lipids, proteins, glycogen and water of muscle and liver of Thunnus thynnus.

Conclusioni

Il tessuto muscolare di *T. thynnus* ha mostrato un tenore medio di lipidi pressoché uguale a quello riscontrato nel muscolo di tunnidi selvatici (Medina *et al*., 1995). Bassa è stata anche la concentrazione delle riserve glucidiche nello stesso tessuto. Tali risultati fanno ipotizzare che la quantità e la qualità dell'alimento fornito non siano state adeguate alle esigenze di questi animali. Nel fegato sia il contenuto di lipidi che quello

di glicogeno è risultato nettamente superiore rispetto al muscolo. Ciò fa presumere che anche per il *T. thynnus*, così come per altre specie di pesci, il fegato rappresenti un importante organo di accumulo delle riserve energetiche, che vengono utilizzate per prime durante la fase di riproduzione (Grant *et al.*, 1998).La capacità ribosomale di sintesi proteica (RNA:DNA) sembrerebbe essere uguale in fegato e muscolo. Invece, il rapporto RNA:Proteine del fegato ha presentato un valore superiore a quello del muscolo, facendo presumere una maggiore efficienza di sintesi proteica nel tessuto epatico. Il basso valore del rapporto RNA:Proteine nel muscolo, che rappresenta un indicatore dell'entità della sintesi proteica in questo tessuto e quindi, indirettamente, dello stato nutrizionale degli individui, rappresenta un'ulteriore conferma della scarsa attività di crescita di questi animali.

Bibliografia

BLIGH E.G., DYER W.J. (1959) - A rapid method of total lipid extraction and purification. *Can. J. Bioch. Phys.*, **37**: 911-917.

GRANT S.M., BROWN J.A., BOYCE D.L. (1998) - Enlarged fatty livers of small juvenile cod: a comparison of laboratory-cultured and wild juveniles. *J. Fish Biol.*, **52**: 1105-1114.

HOULIHAN D.F., HALL S.J., GRAY C., NOBLE B.S. (1988) - Growth rates and protein turnover in Atlantic cod, *Gadus morhua*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*., **45**: 951-964.

KEPPLER D., DECKER F. (1974) - Glycogen determination with amyloglucosidase. In: Bergmeyer H.U. (ed), *Methods of Enzymatic Analysis*, 2nd English ed., New York and London, Academic Press, **3**: 1127-1131.

LOWRY O.H., ROSEBROUGH N.J., FARR A.L., RANDALL R.J. (1951) - Protein measurement with the Folin phenol reagent. *J. Biol. Chem*., **193**: 265-269.

MARSH J.B., WEINSTEIN W.J. (1966) - A simple charring method for determination of lipids. *J. Lip. Res.*, **7**: 574-576.

MEDINA I., AUBOURG S.P., MARTIN R.P. (1995) – Composition of phospholipids of white muscle of six tuna species. *Lipids,* **30** (12): 1127-1135.

Questo lavoro è stato supportato da fondi MiPAF (Ministero Politiche Agricole e Forestali).

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 555-557

A. Francescon, P. Cardellini[1], D. Bertotto, A. Libertini, C. Poltronieri[2], M. Gasparini[1], A. Barbaro

Istituto di Biologia del Mare, CNR, Castello 1364/A - 30122 Venezia, Italia.
[1] Dipartimento di Biologia, Università di Padova, Italia.
[2] Veneto Agricoltura, Regione Veneto, Pellestrina, Venezia, Italia.

STERILITÀ INDOTTA NEL BRANZINO (*DICENTRARCHUS LABRAX* L.) PER MEZZO DELLA TRIPLOIDIZZAZIONE

STERILITY INDUCED BY TRIPLOIDIZATION IN THE EUROPEAN SEABASS

Abstract

During spawning period, gonadal development of 4/7-year old seabass triploids and control diploids was checked before and after a hormonal treatment inducing reproduction. Gonado-somatic index (GSI) of triploid females was always lower than diploid. Conversely, GSI was similar both in male diploids and triploids, although abnormal spermatozoa characterized the testis of the latter ones.

Key-words: *European seabass, triploidy, reproduction, gonadal development.*

Introduzione

In un contesto di sfruttamento eco-compatibile delle risorse ittiche, l'allevamento di pesci sterili suscita un particolare interesse, potendo garantire un più elevato accrescimento postpuberale ed un impatto genetico limitato sulle popolazioni selvatiche (Cotter *et al*., 2000). La condizione triploide nei pesci è accompagnata da sterilità, spesso causata da una gametogenesi incompleta (Colombo *et al*., 1998). Poiché il branzino è la specie marina maggiormente allevata nel bacino mediterraneo, nel presente lavoro è stato verificato lo sviluppo gonadico di branzini triploidi adulti sottoponendone anche alcuni ad una stimolazione ormonale inducente la riproduzione.

Materiali e metodi

I branzini triploidi sono stati ottenuti da oociti fecondati artificialmente sottoposti a shock freddo (0°C per 20 min) per provocare la ritenzione del 2° polocita (Colombo *et al*., 1998). Dopo 4-7 anni gli individui sono stati sacrificati durante il periodo riproduttivo e lo sviluppo gonadico dei triploidi è stato confrontato con quello di diploidi di controllo tramite la valutazione dell'indice gonado-somatico (IGS), l'aspetto all'osservazione diretta, la struttura microscopica a fresco e dopo fissazione ed analisi istologica. Inoltre, alcuni triploidi e diploidi sono stati sottoposti a trattamento con preparati che liberano l'ormone rilasciante l'ormone luteinizzante (LH-RH) in modo prolungato (40 µg/kg) ed acuto (10 µg/kg) per stimolare i processi inducenti la riproduzione. Lo sviluppo gonadico delle femmine, prima del trattamento, era stato controllato mediante biopsia ovarica. La ploidia di tutti gli esemplari utilizzati è stata verificata tramite citofluorimetria a flusso, determinando il contenuto di DNA nucleare degli eritrociti.

Risultati e conclusioi

Nel periodo riproduttivo, l'IGS delle femmine triploidi è risultato significativamente inferiore ($P<0,05$) a quello dei controlli diploidi ($0,06\pm0,02$ e $2,93\pm1,19$, rispettiva-

mente). Gli ovari dei triploidi apparivano vestigiali, la matrice ovarica a fresco risultava scarsamente colonizzata e solo da oociti in previtellogenesi o in vitellogenesi iniziale (diametro massimo 250 µm), come confermato anche dall'analisi istologica. Nei diploidi, invece, gli ovari erano ben sviluppati e la matrice ovarica era ricca di oociti prevalentemente nella fase finale di vitellogenesi (diametro 800 µm). In seguito alla stimolazione ormonale le femmine triploidi non hanno deposto ed il loro ovario non ha mostrato alcun progresso nella gametogenesi presentando condizioni identiche a quelle precedenti il trattamento. Invece, le femmine diploidi trattate hanno completato la maturazione deponendo uova (21.000-195.000 uova/kg) con schiuse larvali del 36-100%. Questo evidenzia come il rudimentale sviluppo degli ovari osservato in branzini triploidi di 24 mesi (Barbaro *et al*., 1998; Felip *et al*., 1999) rimanga inalterato ben oltre l'età riproduttiva (4-7 anni). Inoltre, uno stimolo ormonale, risultato pienamente efficace nei branzini diploidi, non è stato in grado di innescare alcun processo maturativo dell'ovario dei triploidi probabilmente a causa di un blocco a livello dell'asse ipotalamo-ipofiso-gonadico (Belvedere *et al*., 2000).

Tab. 1 - Branzini diploidi e triploidi di 4-7 anni campionati durante il periodo riproduttivo.
Diploid and triploid European seabass (4-7 year old) sampled during the spawning period.

	FEMMINE		MASCHI	
	Diploidi	**Triploidi**	**Diploidi**	**Triploidi**
Lunghezza alla forca (cm)				
media ± lf (95%)	**45** ± 2	**51** ± 2	**43** ± 3	**51** ± 4
range	38 - 52	40 - 60	48 - 56	40 - 46
Peso corporeo (kg)				
media ± lf (95%)	**1,4** ± 0,2	**1,8** ± 0,2	**1,1** ± 0,3	**1,9** ± 0,6
range	0,6 - 2,5	0,8 - 2,9	0,8 - 1,3	1,4 - 2,7
Fattore di condizione (%)				
media ± lf (95%)	**1,4** ± 0,07	**1,3** ± 0,02	**1,3** ± 0,07	**1,4** ± 0,13
range	1,2 - 1,8	1,2 - 1,5	1,3 - 1,4	1,3 - 1,5
Peso gonadi (g)				
media ± lf (95%)	**46,0** ± 24,8	**1,1** ± 0,5	**16,3** ± 14,3	**31,2** ± 16,7
range	5 - 173	0,2 - 8,4	4 - 29	8 - 46
Indice gonado-somatico (%)				
media ± lf (95%)	**2,93** ± 1,19	**0,06** ± 0,02	**1,50** ± 1,17	**1,69** ± 0,96
range	0,60 - 7,0	0,01 - 0,4	0,30 - 2,6	0,60 - 2,5

Non è stata, invece, rilevata una differenza significativa dell'IGS tra maschi diploidi e triploidi (1.50±1.17 e 1.69±0,96 rispettivamente); tuttavia, i testicoli dei triploidi esibivano una colorazione più scura rispetto a quella lattescente dei diploidi maturi. Inoltre l'esame istologico ha mostrato che, sebbene la gametogenesi progredisca, gli spermatozoi dei triploidi osservati al SEM apparivano anomali con teste di dimensioni molto variabili, generalmente con più flagelli e di lunghezza minore rispetto all'unico lungo flagello del controllo diploide. Tutti i maschi triploidi alla compressione addominale non erano fluenti e gli spermatozoi, estratti sezionando il testicolo, restavano immobili dopo l'attivazione con acqua di mare. I diploidi di controllo, invece, erano fluenti con produzioni individuali di 2-4 ml di sperma e gli spermatozoi, una volta attivati, erano caratterizzati da vigorosi moti traslatori che duravano per 40-140 secondi. In pesci triploidi di altre specie sono stati frequentemente osservati spermatozoi con

anomalie simili (Kawamura *et al*., 1999) e quando lo sperma era estratto dal testicolo di maschi triploidi ed utilizzato per fecondare oociti normali, la progenie risultante moriva allo stadio embrionale o larvale (Benfey, 1999).

In conclusione, la sterilità nei branzini triploidi risulta di tipo gonadico nelle femmine e gametica nei maschi ed essa si conferma stabile anche in animali di 4-7 anni. Nemmeno i trattamenti ormonali, che nei diploidi inducono la riproduzione, riescono a promuovere modificazioni funzionali delle gonadi nei triploidi.

Bibliografia

BARBARO A., FRANCESCON A., LIBERTINI A., BOZZATO G., NASSI M., CALDERAZZO F., COLOMBO L. (1998) - Manipolazione cromosomica nel branzino *Dicentrarchus labrax* L.: osservazioni a breve e medio termine sulla progenie ottenuta. *Biol. Mar. Medit.*, **5**: 390-400.

BELVEDERE P., LUNARDI L., DALLA VALLE L., FRANCESCON A., BARBARO A., COLOMBO L. (2000) - Effects of Gn-RH treatment on ovarian steroidogenesis in diploid and triploid European seabass, *Dicentrarchus labrax* L. *20th Conference of European comparative endocrinologists. September 2000*, Faro, Portugal: 100 pp.

BENFEY T.J. (1999) - The physiology and behavior of triploid fishes. *Rev. Fish. Science*, **7**: 39-67.

COLOMBO L., BARBARO A., FRANCESCON A., LIBERTINI A., BELVEDERE P., DALLA VALLE L., BENEDETTI P., BORTOLUSSI M., ARGENTON F. (1998) - Possibilità di impiego dell'induzione della triploidia e dell'ibridazione intergenerica per la riproduzione di pesci marini sterili. *Biol. Mar. Medit*., **5**: 929-938.

COTTER D., O'DONOVAN V., O'MAOILEIDIGH N., ROGAN G., ROCHE N., WILKINS N.P. (2000) - An evaluation of the use of triploid atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in minimising the impact of escaped farmed salmon on wild populations. *Aquaculture,* **186**: 61-75.

FELIP A., ZANUY S., CARRILLO M., PIFERRER F. (1999) - Growth and gonadal development in triploid sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) during the first two years of age. *Aquaculture*, **173**: 389-399.

KAWAMURA K., UEDA T., AOKI K., HOSOYA K. (1999) - Spermatozoa in triploids of the rosy bitterling *Rhodeus ocellatus ocellatus*. *J. Fish. Biol*., **55**: 420-432.

Lavoro finanziato dal Ministero per le Politiche Agricole e Forestali nell'ambito del V° Piano triennale per la pesca e l'acquacoltura.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 558-561

P. Franzoi, G. Maio[1], R. Trisolini[1], E. Ciccotti[2], S. Cataudella[2], R. Rossi[3]

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Venezia, 2737/b Castello - 30122 Venezia, Italia.
[1]Aquaprogram
[2]Dip. di Biologia, Univ. di Roma "Tor Vergata", Roma, Italia.
[3]Dipart. di Biologia, Univ. di Ferrara, Italia.

NOVELLAME SELVATICO PER LA VALLICOLTURA: USO SOSTENIBILE DELLA RISORSA FINALIZZATO ALLA CONSERVAZIONE DI ECOSISTEMI LAGUNARI

WILD FRY FOR VALLICULTURE: SUSTAINABILITY OF FRY FISHERY AND CONSERVATION OF LAGOON ECOSYSTEMS IN ITALY

Abstract

Fry fishing for a number of euryhaline marine species is a specialized fishery, being at the basis of coastal lagoon management in Italy. Some results of a long term monitoring of finfish fry fishery are presented, in order to back up some considerations on the sustainability of this activity.

Key-words: *finfish fry fishery, seabass, gilthead seabream, grey mullets, valliculture.*

Introduzione

In Italia la pesca degli avannotti di branzino (*Dicentrarchus labrax*), orata (*Sparus aurata*) e Mugilidi (*Liza aurata, L. ramada, L. saliens, Chelon labrosus e Mugil cephalus*) al momento della loro migrazione in massa dal mare all'interno delle nurseries costiere rappresenta ancora il principale mezzo di approvvigionamento con giovanili per quelle forme tradizionali di acquacoltura in acque salmastre, come la vallicoltura, che hanno contribuito in modo determinante alla gestione sostenibile ed alla conservazione delle lagune costiere mediterranee (Munford e Laffoley, 1994; Barnabé e Barnabé-Quet, 2000). Soltanto il prelievo controllato degli avannotti in natura può sostenere, allo stato attuale, queste pratiche produttive dall'elevato ruolo ambientale, dato che non sono state ancora messe a punto per tutte le specie allevate modalità di produzione controllata degli avannotti che consentano di ottenere materiale da semina confrontabile, sia come costi che come sopravvivenza in valle, al novellame selvatico (Donati *et al.*, 1999). Vengono qui riportati alcuni dei risultati di attività di monitoraggio sulla pesca del pesce novello finalizzate alla valutazione della sostenibilità di questa peculiare forma di pesca.

Materiali e metodi

Dal 1997 al 2000 è stata seguita l'attività di "Unità Campione di Pesca" rappresentative del prelievo operato dalla pesca di mestiere sulla risorsa pesce "novello" lungo le coste italiane, isole escluse. La pesca del pesce "novello" viene praticata sia da pescatori che operano su base locale, che da pescatori "itineranti" che si spostano lungo le coste italiane per mezzo di camion attrezzati per il mantenimento in vivo degli avannotti. Le modalità di pesca del pesce novello sono ancora quelle tradizionali: gli avannotti vengono catturati prevalentemente con piccole sciabiche (4-10 m di lunghezza) a maglia fitta (2-4 mm di lato) che vengono trainate a mano su bassi fon-

dali (profondità di 0,5-1,5 m). Il monitoraggio sulla pesca è stato condotto secondo lo schema sperimentale già attuato nel periodo 1988-1996, basato sul rilevamento diretto sia dello sforzo di pesca applicato che dei quantitativi giornalieri di avannotti catturati dalle Unità Campione. Su questa base è stato possibile stimare i quantitativi complessivi di pesce "novello" catturati annualmente in Italia. Ogni anno lo sforzo di pesca sul pesce novello non è valutabile con precisione, potendo variare nel corso della stagione di pesca come conseguenza sia della dinamica del reclutamento degli avannotti che del prezzo unitario per avannotto. Le stime delle quantità catturate sono state quindi espresse come un intervallo fra un valore minimo ed un valore massimo, riflettendo in questo modo l'incertezza nella determinazione dello sforzo effettivo di pesca. I dati di pesca raccolti sono stati poi elaborati e cumulati con quelli relativi al periodo precedente ed in parte già pubblicati (Franzoi *et al.*, 1999).

Risultati

Sull'intero periodo 1988-2000, si evidenzia un livello di catture che, nel complesso, si è mantenuto sostanzialmente stabile, anche se con evidenti fluttuazioni da un anno all'altro (Fig. 1). Durante il periodo considerato, sono stati catturati per anno in Italia dai 39 ai 49 milioni di avannotti di "pesce bianco", così ripartiti (Fig. 2): 24-30 milioni di avannotti di *Liza* spp. (soprattutto *L. ramada* e, in minor misura, *L. aurata*); 2,5-3,8 milioni di oratine; 3,1-4,1 milioni di avannotti di spigola; 4,5-5,6 milioni di *Chelon labrosus* e 4,3-6 milioni di *Mugil cephalus*. Le oscillazioni delle catture annuali di avannotti delle diverse specie (Fig. 1 e Fig. 2) sono riconducibili non tanto a variazioni della domanda da parte delle valli, che nel periodo indagato è rimasta sostanzialmente costante, quanto in primo luogo a differenze da un anno all'altro dell'entità della montata delle diverse specie.

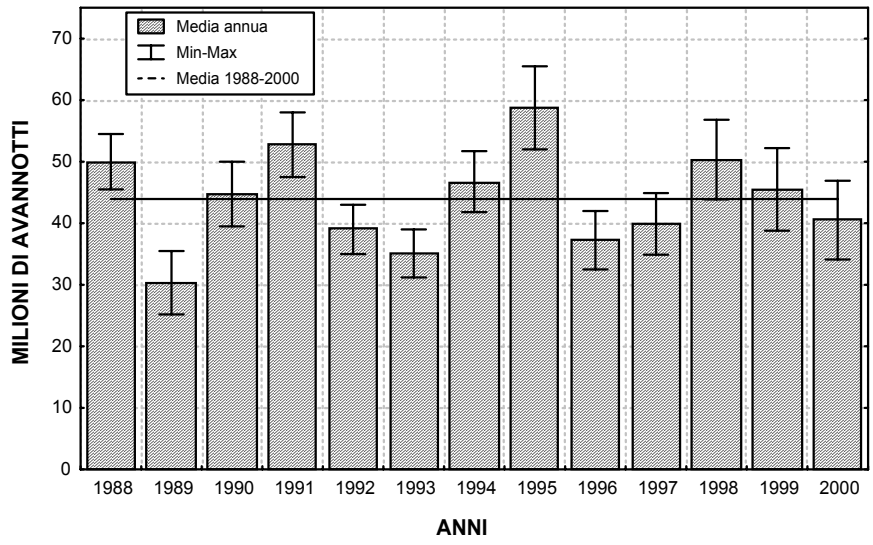


Fig. 1 - Quantitativi di novellame da semina pescati nel periodo 1988-2000.
Total yields of finfish fry in Italy from 1988 to 2000.

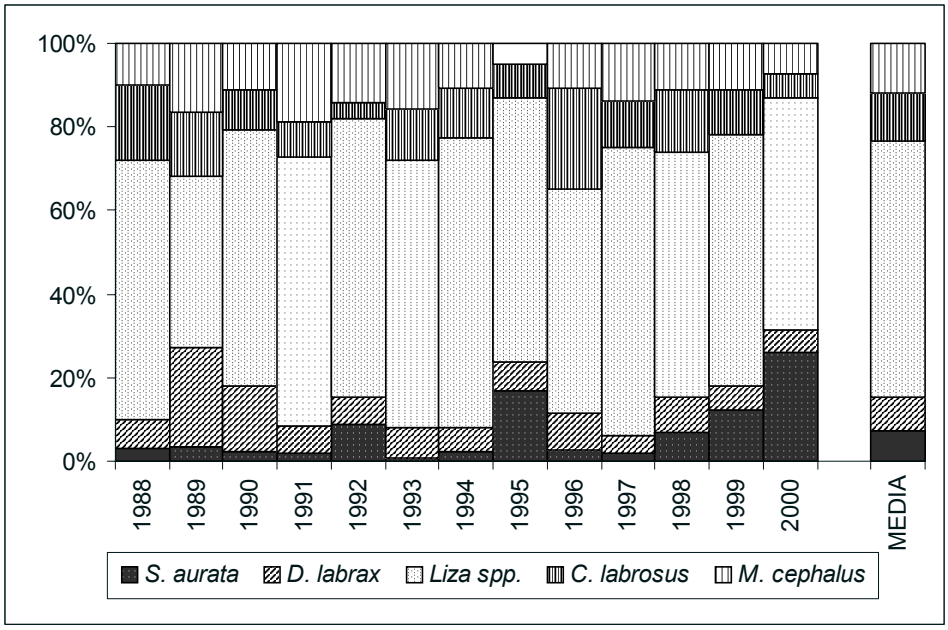


Fig. 2 - Composizione percentuale per specie delle catture di novellame di pesce bianco, nel periodo 1988-2000.

Species composition of finfish fry catches in Italy from 1988 to 2000.

Conclusioni

Nel complesso, la pesca del novellame da semina può essere considerata un'attività sostenibile sulla base delle seguenti considerazioni:

– Le modalità di pesca e la destinazione d'uso sono fortemente controllate. Gli attrezzi e le modalità di pesca sono tali da minimizzare l'impatto sul fondo e sull'ambiente marino in generale; la pesca è mirata sul novellame e non vengono catturate, se non del tutto occasionalmente, altre specie di Teleostei. Inoltre, le modalità di trasporto e stabulazione degli avannotti sono tali che le perdite di prodotto sono, di norma, inferiori al 10% (Rossi e Franzoi, 1999).

– Questa attività è finalizzata esclusivamente al ripopolamento di ambienti costieri, sia che si tratti di lagune che di valli da pesca. La pesca del pesce novello è infatti ancora necessaria per l'approvvigionamento annuale, con giovanili, degli allevamenti estensivi. Queste tecniche colturali, a differenza di quelle più produttive costituite dai sistemi intensivi, contribuiscono in modo fattivo alla conservazione dell'habitat rappresentato dalle barene e dai bassi fondali lagunari (Munford e Laffoley, 1994; Donati *et al.*, 1999).

– Non è evidenziabile per il novellame di orata, spigola e Mugilidi un calo del reclutamento lungo le coste italiane, probabilmente anche come risultato del progressivo calo dello sforzo di pesca (Franzoi *et al.*, 1999). La serie di dati di pesca analizzata ha evidenziato le stesse ampie oscillazioni interannuali di abbondanza già note e documentate a fine '800 (Franzoi *et al.*, 1999).

Nel caso del pesce novello, comunque, una gestione dell'attività di pesca che dia adeguate garanzie di sostenibilità deve prevedere sia il monitoraggio in continuo dello sforzo di pesca, dei quantitativi catturati e degli spettri di taglia degli individui adulti; sia forme di protezione del reclutamento che prevedano la tutela degli ambienti costieri che fungono da "nursery areas" per queste specie.

Bibliografia

BARNABÈ G., BARNABÈ-QUET R. (2000) - *Ecology and Management of Coastal Waters: the Aquatic Environment.* Praxis Publishing Ltd, Chichester, UK: 369 pp.

DONATI F., VASCIAVEO M., ZOPPELLETTO M. (1999) - Valutazione dell'impatto socioeconomico della pesca del novellame nel contesto della filiera produttiva delle valli da pesca. *La pesca del novellame*, *Laguna* (Suppl.) **6/99**: 79-93.

FRANZOI P., TRISOLINI R., ROSSI R. (1999) - La pesca del novellame di pesce bianco da semina in Italia.*La pesca del novellame*, *Laguna* (Suppl.) **6/99**: 38-58.

MUNFORD J.G., LAFFOLEY D. (1994) - The management of lagoons to conserve their naturale heritage. In: Falconer R.A., Goodwin P. (eds), *Wetland Management*, Thomas Telford Services Ltd., London: 270-282.

ROSSI R., FRANZOI P. (1999) - La tecnica di pesca del pesce novello da semina.*La pesca del novellame*, *Laguna* (Suppl.) **6/99**: 31-37.

Ricerca realizzata con un contributo del MIPAF (IV° Piano triennnale per lo sviluppo della pesca e dell'acquacoltura nazionali).

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 562-565

A. Libertini, A. Francescon, D. Bertotto, P. Benedetti[1], C. Poltronieri[2], A. Barbaro

Istituto di Biologia del Mare, CNR, Castello 1364/A - 30122 Venezia, Italia.
[1] Tecnologie Evolute in Acquacoltura, Sgonico, Trieste, Italia.
[2] Veneto Agricoltura, Regione Veneto, Pellestrina, Venezia, Italia.

ULTERIORI APPROFONDIMENTI SULLA TETRAPLOIDIZZAZIONE NEL BRANZINO *DICENTRARCHUS LABRAX* (L.)

FURTHER INVESTIGATIONS ON TETRAPLOIDY IN THE EUROPEAN SEABASS

Abstract

Tetraploid strain production of the European seabass Dicentrarchus labrax *L. (Teleostei, Moronidae) was experienced. By periodical checking of the ploidy in the trials, tetraploids were only found in the first two months of life, while older surviving fishes were mainly diploids or, less frequently, triploids and mosaics. The increase of the frequency of unexpected triploids and mosaics was related to the decreasing quality of the utilized eggs.*

Key-words: *European seabass, tetraploidy, egg and larval quality.*

Introduzione

Grazie alle consolidate tecniche della moderna acquacoltura intensiva un crescente quantitativo di pesci ottenuti dalla riproduzione controllata è costantemente reintrodotto in ambiente naturale, anche a fronte di un sempre più diffuso impiego delle gabbie galleggianti. Poiché questi pesci originano generalmente da un limitato numero di genitori, sarebbe opportuno che, nel caso di una fuga dagli ambienti ove sono confinati, non avessero la possibilità di incrociarsi con individui selvatici, al fine di salvaguardare la biodiversità genetica. L'allevamento di pesci triploidizzati (ploidia: 3n) può rappresentare una soluzione a tale problema (Cotter *et al*., 2000). Infatti, come è stato dimostrato per il branzino, i pesci triploidi sono sterili dopo aver raggiunto e superato l'età alla quale i pesci normali (2n) sono sessualmente maturi. Nei pesci marini la triploidizzazione è stata realizzata su scala sperimentale impedendo, per mezzo di shock fisici, l'espulsione del secondo globulo polare in oociti fecondati artificialmente. Tuttavia per poter ottenere pesci triploidi su scala produttiva sarebbe auspicabile disporre di genitori tetraploidi (4n) che incrociati con individui normali diploidi (2n) dessero, per fecondazione naturale, direttamente progenie triploide. Con tale prospettiva abbiamo sviluppato una ricerca per ottenere ceppi tetraploidi di branzino.

Materiali e metodi

È stata allestita una serie di sperimentazioni utilizzando sia uova di branzino fecondate naturalmente che uova fecondate artificialmente. La tetraploidia è stata indotta mediante shock pressorio (66-81 MPa) applicato allo zigote, per la durata di 4-6 min, in modo da impedire la separazione dei primi due blastomeri. La qualità dei gameti utilizzati è stata espressa come percentuale di segmentazione nelle uova e di schiusa larvale dei rispettivi lotti diploidi non manipolati, utilizzati quale controllo. Per l'esame della ploidia nei ceppi manipolati è stata perfezionata una microtecnica (Libertini *et al*., 2000) che ha consentito di diagnosticare, tramite la citofluorimetria a flusso, il conte-

nuto di DNA nucleare sia negli adulti (senza comprometterne la vitalità) che in singole larve. È stato definito come "mosaico" uno stesso individuo avente parte di cellule con ploidia 2n e parte 3n o 4n. In tutti i lotti la ploidia è stata determinata durante i primi stadi larvali (1-5 giorni) e in quattro lotti è stata verificata anche durante lo sviluppo fino ad un massimo di 540 giorni.

Risultati

La prima serie di esperimenti (lotti 1-4; Tab. 1) ha evidenziato che la percentuale di branzini tetraploidi (4n) decresce rapidamente nel corso dello sviluppo, fino ad azze-

Tab. 1 - Frequenza delle ploidie e qualità dei gameti nei controlli diploidi, riscontrate durante 7 esperimenti di tetraploidizzazione nel branzino.
Ploidy level distribution and gamete quality in the controls detected during 7 experiments of seabass tetraploidization.

Lotto	Età	Ploidia				Qualità dei gameti di controllo	
	branzini	4n	3n	2n	mosaico*	segmentazione	schiusa
	(giorni)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
Fecondazione naturale							
1	1 - 5	56	0	44	0	100	98
	10 - 30	33	0	67	0		
	60 - 240	0	0	100	0		
	300	0	0	100	0		
Fecondazione artificiale							
2	1 - 5	26	0	40	34	90	82
	10 - 30	15	0	52	33		
	60 - 240	0	0	88	12		
	540	0	0	93	7		
3	10 - 30	40	10	20	30	74	80
	60 - 240	0	7	60	33		
	540	0	8	88	4		
4	10 - 30	66	0	5	29	74	67
	60 - 240	5	0	65	30		
	540	0	0	93	7		
5	3	84	1	5	10	92	75
6	3	55	6	17	22	90	53
7	3	0	73	0	27	83	8

*mosaico = nello stesso individuo parte delle cellule hanno ploidia 2n e parte 4n o 3n

rarsi completamente dopo 300-540 giorni. Mentre nell'esperimento con fecondazione naturale gli adulti sopravvissuti erano tutti diploidi (2n), in quelli con fecondazione artificiale oltre ai diploidi comparivano inaspettatamente dei triploidi (fino al 10%) e dei mosaici (fino al 34%). Una situazione simile, con l'esclusiva sopravvivenza dopo 1-2 anni di individui diploidi o mosaici, è stata riportata anche in alcune specie di pesci di acqua dolce (carpa comune, Cherfas *et al*., 1995; salmone, Yamaki *et al*., 1999) sottoposte a tetraploidizzazione.

In altri tre esperimenti con fecondazione artificiale (lotti 5-7; Tab. 1), già a tre giorni dalla schiusa le larve di branzino mostravano una situazione analoga con presenza, tra i tetraploidi, di triploidi (fino al 73%) e di mosaici (27%). L'ingiustificata presenza di triploidi e mosaici, nei lotti di potenziali tetraploidi, è stata correlata ad una minore qualità dei gameti impiegati nella fecondazione come evidenziato dalle decrescenti percentuali di segmentazione delle uova (da 100 a 74) e di schiusa larvale (da 98 a 8) nei controlli (Tab. 1). In un altro esperimento, a parità di qualità dei gameti di controllo (segmentazione 92% e schiusa 75%), selezionando all'interno di un lotto manipolato le larve di branzino con morfologia normale da quelle deformi, queste ultime sono risultate in maggior parte tetraploidi (80-86%) (Tab. 2). Le larve morfologicamente normali sono state diagnosticate in maggioranza come diploidi (50%) e, in alternativa, triploidi o mosaici (25%). La condizione tetraploide sembra, quindi, accompagnata da malformazioni che, nel tempo, risulterebbero incompatibili con la sopravvivenza. D'altra parte, le larve triploidi sono morfologicamente molto simili alle diploidi ed in grado di accrescersi normalmente (Colombo *et al*., 1995).

Tab. 2 - Correlazione tra la ploidia e la morfologia in larve di branzino di 5 giorni originate da tetraploidizzazione e qualità dei gameti nel controllo.

Relation between ploidy and morphology in 5-day seabass larvae subjected to tetraploidization, and gamete quality in the control.

Morfologia	Ploidia				Qualità dei gameti di controllo	
delle	4n	3n	2n	mosaico*	segmentazione	schiusa
larve	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
normali	0	25	50	25	92	75
deformi	86	0	14	0	92	75
molto deformi	80	0	12	8	92	75

*mosaico = nello stesso individuo parte delle cellule hanno ploidia 2n e parte 4n o 3n

Conclusioni

All'attuale stato dell'arte della manipolazione cromosomica nel branzino, la condizione tetraploide, essendo accompagnata da malformazioni durante lo sviluppo, non sembra risultare compatibile con la vita al contrario di quanto avviene per i triploidi. Inoltre, in uova di scarsa qualità sembra verificarsi una sorta di "effetto ritardante" sui primi processi divisionali dello zigote che, oltre ai tetraploidi, può portare alla produzione di individui con ploidia non attesa (triploidi e mosaici).

Bibliografia

CHERFAS N.B., HULATA G., GOMELSKY B.I., BEN-DOM N., PERETZ Y. (1995) – Chromosome set manipulations in the common carp, *Cyprinus carpio* L. *Aquaculture*, **129**: 217 pp.

COLOMBO L., BARBARO A., LIBERTINI A., BENEDETTI P., FRANCESCON A., LOMBARDO I. (1995) - Artificial fertilization and induction of triploidy and meiogynogenesis in the European sea bass *Dicentrarchus labrax* L. *J. Appl. Icthyol*., **11**: 118-125.

COTTER D., O'DONOVAN V., O'MAOILEIDIGH N., ROGAN G., ROCHE N., WILKINS N.P. (2000) - An evaluation of the use of triploid Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in minimising the impact of escaped farmed salmon on wild populations. *Aquaculture*, **186**: 61-75.

LIBERTINI A., COLOMBA M.S., VITTURI R. (2000) - Cytogenetics of the amphipod *Jassa marmorata* Holmes, 1903 (Corophioidea: Ischyroceridae): karyotype morphology, chromosome banding, fluorescent in situ hybridization and nuclear DNA content. *J. Crust. Biol*., **20**: 350-356.

YAMAKI M., SATOU H., TANIURA K., ARAI K. (1999) – Progeny of the diploid-tetraploid mosaic amago salmon. *Nippon Suisan Gakkaishi Tokyo*, **65**: 1084-1089.

Lavoro finanziato dal Ministero per le Politiche Agricole e Forestali nell'ambito del V° Piano triennale per la pesca e l'acquacoltura.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 566-567

C.M. Messina, F. Bertolino, L. La Barbera, F. Gunnella, A. Santulli

Istituto di Biologia Marina, Lungomare D. Alighieri - 91016 Erice C.S. Trapani, Italia.

CARATTERIZZAZIONE DELLA QUALITÀ DEL TONNO ROSSO (*THUNNUS THYNNUS*) PER LA COMMERCIALIZZAZIONE SUL MERCATO GIAPPONESE

QUALITY CHARACTERIZATION OF BLUEFIN TUNA (THUNNUS THYNNUS) *FOR JAPANESE MARKET*

Abstract

Tuna fish caught in the Mediterranean (Thunnus thynnus) *is mainly commercialised on Japanese market, that requires high levels of quality. In particular quality is determined by high lipid content. On tuna fish selected by Japanese graders, we determined fat content gravimetrically in laboratory and by a fat meter on site. Results confirm that the grading of Japanese graders corresponds to lipid content in fish tissues.*

Key-words: Thunnus thynnus*, quality, fat-meter, lipids, fatty acids.*

Introduzione

La maggior parte del tonno rosso (*Thunnus thynnus)* viene commercializzato sul mercato nipponico. Al mercato Tsuijki di Tokyo, i tonni che soddisfano i criteri di qualità richiesti dai consumatori, possono raggiungere quotazioni superiori ai 100,00 €/kg, mentre, sul nostro mercato il tonno rosso, raramente supera i 7,00 €/kg (Santulli *et al*., 2000).

La qualità dipende da numerosi fattori, quali: la freschezza, lo stato di conservazione, il colore e la consistenza della carni ed il loro contenuto lipidico. L'elevato costo della spedizione determina l'esigenza di inviare in Giappone soltanto gli animali di elevata qualità. Questa scelta viene effettuata, allo sbarco da un esperto giapponese, che valuta empiricamente tutti questi parametri e classifica gli esemplari di tonno secondo una scala da A a C. Solo gli esemplari di Grado A vengono spediti.

Tra i diversi fattori che determinano la qualità del tonno, il contenuto lipidico delle carni si presta ad una precisa valutazione sia in termini qualitativi che quantitativi. Per tale motivo ci siamo proposti di verificare la relazione esistente tra valore commerciale del tonno rosso e contenuto di lipidi nelle carni determinato in laboratorio, allo scopo di mettere a punto una metodologia per la valutazione qualitativa del tonno, attraverso la determinazione del contenuto lipidico e della composizione in acidi grassi che possa essere utilizzata durante l'allevamento ed il finissaggio di questa specie.

Materiali e metodi

Da aprile a luglio 1999 sono stati raccolti campioni di muscolo (prelevato dalla regione caudale) da 50 esemplari pescati in Adriatico e nel canale di Sicilia con il palangaro (peso compreso tra 19 e 220 Kg) e da 50 esemplari pescati nella tonnara fissa di Favignana (peso compreso tra 21 e 195 Kg). Sui campioni di tessuto muscolare sono stati determinati il contenuto di lipidi totali con metodo gravimetrico (espresso in peso secco) ed il profilo in acidi grassi (mediante gas cromatografia). Il contenuto dei lipidi tissutali è stato anche determinato strumentalmente, sull'animale intero appena sbar-

cato, con un misuratore di lipidi tissutali portatile, *Fat meter*, (Santulli *et al*., 2000). Per ogni esemplare è stato registrato il giudizio fornito dall'esperto giapponese, subito dopo la cattura, espresso sulla base dell'osservazione della freschezza, della consistenza e del colore delle carni. Sezioni di muscolo caudale sono state sottoposte all'esame visivo dell'esperto che ha fornito un giudizio empirico sul tenore lipidico delle carni e quindi sulla possibilità di esportazione in Giappone degli esemplari di tonno pescati.

La significatività delle differenze osservate è stata valutata con l'analisi della varianza (ANOVA).

Risultati e conclusioni

L'analisi del contenuto lipidico di tonni provenienti da diverse parti del Mediterraneo nello stesso periodo dell'anno (maggio) indica che quelli pescati in Adriatico con il palangaro (10±3,54%) e a Favignana (TP) con la tonnara fissa (10,19±4,56%) presentano valori di lipidi più elevati rispetto a quelli pescati con il palangaro nel Canale di Sicilia (6,54±0,52%). Durante l'anno, i lipidi tissutali vanno incontro a marcate variazioni stagionali, connesse con la maturazione delle gonadi e la riproduzione, con valori più elevati di 27,4%, misurati nei primi giorni di giugno.

Le analisi di laboratorio hanno consentito di stabilire che i tonni scelti per essere esportati in Giappone presentavano un contenuto medio di lipidi totali pari al 10,12±0,8% a differenza di quelli scartati in cui il valore osservato è stato del 5,0±1,2% ($P< 0,05$). Come già riportato per tonni allevati in gabbia (Santulli *et al*., 2000), i valori dei lipidi tissutali ottenuti con il metodo gravimetrico e strumentalmente con il *Fat meter* risultano strettamente correlati ($R=0,940$).

Dal punto di vista comparativo i valori di lipidi totali da noi riscontrati nelle carni di tonno rosso analizzate, sono risultati più elevati rispetto ai valori riportati in letteratura per esemplari della stessa specie (0,95%) (Medina *et al.,* 1995) e di specie diverse come *T. obesus* (0,76%) (Medina *et al.,* 1995), *T. albacares* (1,9-2,5%) (Sunarya *et al*., 1995) *Euthynnus pelamis* (0,82-3,85%) (Watanabe *et al*., 1995).

Il profilo degli acidi grassi dei tonni pescati in Mediterraneo, sia di quelli classificati di Grado A che di quelli non commercializzati in Giappone, non ha evidenziato variazioni significative.

Il tenore lipidico delle carni dei tonni, tra i diversi parametri che contribuiscono a definire la qualità, è determinante nello stabilire il loro valore commerciale.

Questo risultato indica che, durante l'allevamento ed in particolare durante il finissaggio, il pesce utilizzato per alimentare i tonni deve avere un elevato contenuto lipidico, per garantire un rapido accumulo di questa componente nelle carni degli esemplari allevati. Un valutazione costante del contenuto lipidico nei tonni consentirà di monitorare l'efficienza della metodologia di allevamento ed il valore dell'alimento utilizzato.

Bibliografia

MEDINA I., AUBOURG S.P., MARTÌN R.P. (1995) - Composition of phospholipids of white muscle of six tuna species. *Lipids*, **30** (12): 1127-1135.

SANTULLI A., MESSINA C.M., BERTOLINO F. (2000) - Determinazione dei criteri di qualità per la commercializzazione del tonno rosso (*Thunnus thynnus*) sul mercato giapponese. In: Ravazza N. (ed), *La Terra delle Tonnare,* Graphis, Trapani: 47-54.

SUNARYA M.F., HENDARNI M. (1995) - The effect of season on fat content and fatty acid profile especially n-3 of yellowfin tuna. *FAO*, (Suppl.) **514**: 205-209.

WATANABE T., MURASE T., SAITO H. (1995) - Specificity of fatty acid composition of highly migratory fish. A comparison of docosahexaenoic acid content in total lipids extracted in various organs of bonito (*Euthynnus pelamis*). *Comp. Biochem. Physiol*., **111B** (4): 691-695.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 568-570

M. Scalici, G. Schino[1], A. Barbaro[2], A. Francescon[2],
G. Gibertini, S. Canese[1]

Dip. di Biologia, Univ. Roma Tre, V.le Marconi, 446 - 00146 Roma, Italia.
[1] ENEA, Biotec, Santa Maria di Galeria, Roma, Italia.
[2] Ist. di Biolgia del mare, C.N.R., Venezia, Italia.

INFLUENZA DI UN PREPARATO A LENTO RILASCIO DELL'LH-RH SULL'INVERSIONE SESSUALE DELL'ORATA, *SPARUS AURATA* (L.), ALLEVATA IN SISTEMI DI STABULAZIONE A RICIRCOLO

INFLUENCE OF A LONG-ACTING LH-RH ANALOGUE ON SEX REVERSAL OF GILTHEAD SEABREAM, SPARUS AURATA *(L.), REARED IN RECIRCULATING SYSTEMS*

Abstract

The influence of the periodic administration of a long-acting LH-RH analogue on sex reversal of Sparus aurata *(Perciformes; Sparidae) males has been examined. After a 9-month rearing period carried out in a recirculating system, no significant differences between treated and untreated males have been recorded.*

Key-words: Sparus aurata*, sex reversal, leuprolide acetate.*

Introduzione

Nell'orata, *Sparus aurata* (L.), specie ermafrodita proterandrica, il leuprolide acetato, analogo di sintesi dell'LH-RH, è stato fino ad ora utilizzato per permettere agli individui di sesso femminile di portare a termine le ultime fasi della gametogenesi ed ottenere una maggiore ovulazione (Barbaro *et al.*, 1997; Francescon *et al.*, 1994). Scopo del presente lavoro è contribuire alla conoscenza degli effetti della somministrazione del leuprolide acetato, in una preparazione a lento rilascio, sull'inversione sessuale di esemplari di orata di 27 mesi di età, allevati in sistemi di stabulazione a ricircolo.

Materiali e metodi

Per effettuare la sperimentazione sono state utilizzate complessivamente 114 orate di 27 mesi di età e, di queste, 52 sono state sacrificate all'inizio della ricerca e sottoposte ad analisi macroscopica ed istologica delle gonadi per determinare l'effettivo rapporto sessi iniziale degli animali. Gli altri 62 esemplari sono stati allevati per 9 mesi, in una vasca (9 m^3) facente parte di un sistema a ricircolo, ed alimentati giornalmente con mangime commerciale estruso (proteina greggia 47%, grassi greggi 21%, ceneri 11%). Giornalmente sono state rilevate la temperatura e la salinità dell'acqua, settimanalmente il pH, ogni 14 giorni le concentrazioni di NO_2^-, NO_3^-, NH_4^+ e PO_4^{3-}. Ogni 40 giorni, tutte le 62 orate sono state anestetizzate con MS-222 e sottoposte al rilevamento del peso. In tale occasione a 31 esemplari debitamente marcati è stato somministrato per via intramuscolare un analogo di sintesi dell'LH-RH (leuprolide acetato), in una preparazione a lento rilascio; le restanti 31 orate (non trattate) sono state utilizzate come controllo. Il leuprolide acetato (des Gly^{10}, [d-Leu^6]-LH-RH etilamide) utilizzato è contenuto in microsfere anidre biodegradabili ed è denominato commercialmente Enantone Depot (Takeda, Japan). Il leuprolide è stato iniettato in posizione immedia-

tamente posteriore rispetto alla pinna dorsale in ragione di 20 µg/kg di peso corporeo. Durante l'ultimo campionamento è stato verificato *in vivo* lo stato sessuale delle orate. I campioni bioptici di ovario prelevati col catetere sono stati conservati in una soluzione fissativa costituita da formalina all'1% in una soluzione di NaCl all'1,1%, ed in seguito analizzati al microscopio. Le categorie degli oociti (previtellogenici, vitellogenici ed idratati) sono state distinte in base alle dimensioni degli stessi ed alla colorazione dovuta al contenuto di tuorlo. I risultati ottenuti sono stati elaborati statisticamente mediante l'utilizzo del test G^2.

Tab. 1 - Confronto fra le percentuali iniziali e finali dei sessi degli animali trattati e di controllo. Le percentuali iniziali sono state ottenute sacrificando 52 pesci appartenenti allo stesso lotto degli animali trattati e di controllo, all'inizio dell'esperimento; quelle finali sono state determinate *in vivo*.

Comparison between initial and final sex percentages of treated and untreated animals. Initial percentages have been obtained by sacrificing 52 fishes of the same stock of treated and untreated animals, at the beginning of the experiment; the final ones have been determined in vivo.

Sesso	Maschi (%)	Femmine (%)	Intersessi (%)	Maschi (%)	Femmine (%)	Intersessi (%)
Condizioni iniziali	**88**	**4**	**8**	**88**	**4**	**8**
	Orate sottoposte al trattamento ormonale			**Orate non sottoposte al trattamento ormonale**		
Condizioni finali	**87**	**13**	**0**	**97**	**3**	**0**

Risultati

Il peso medio delle 31 orate sottoposte al trattamento ormonale è passato da 331 ± 42 g (media ± ds) all'inizio della prova, a 526 ± 63 g finali; quello delle 31 orate di controllo da 340 ± 41 g a 535 ± 71 g. La qualità dell'acqua di allevamento è risultata non ottimale per quello che riguarda il pH (valore minimo: 5,6) e la concentrazione dello ione NH_4^+ (valore massimo: 5000 µg/l); comunque tutti i pesci sono stati sottoposti alle medesime condizioni sperimentali. L'analisi delle gonadi delle 52 orate di 27 mesi di età sacrificate all'inizio della ricerca, per determinare l'effettivo rapporto sessi iniziale degli esemplari utilizzati, ha dato i seguenti risultati: 2 femmine, 46 maschi, 4 intersessi. Al termine del protocollo sperimentale, fra le orate trattate con il leuprolide acetato sono state osservate 4 femmine e 27 maschi, fra le orate utilizzate come controllo sono stati osservati 1 femmina e 30 maschi. In Tab. 1 sono riportate le percentuali dei sessi relative alle condizioni iniziali (animali sacrificati), ed alle condizioni finali (esemplari trattati e non trattati). Si può notare che, negli esemplari non sottoposti al trattamento, la percentuale delle femmine sembra diminuire nel tempo, probabilmente a causa dell'insufficiente rappresentatività del campione utilizzato per estrapolare le percentuali dei sessi nelle condizioni iniziali. Le differenze, al termine della sperimentazione, nelle percentuali dei sessi fra animali trattati e non trattati risultano statisticamente non significative ($G^2 = 2{,}085$; $gl = 1$).

Conclusioni

In definitiva, il leuprolide acetato non ha partecipato significativamente al fenomeno dell'inversione sessuale, probabilmente anche a causa di fattori limitanti (insoddisfacente qualità dell'acqua di allevamento, modesta taglia degli animali utilizzati) che hanno caratterizzato la prova e che avrebbero potuto determinare un ritardo nel raggiungimento della

maturazione sessuale; di tali fattori si dovrà tenere conto in futuri approfondimenti. I risultati dell'esame microscopico dei campioni bioptici di ovario fanno ipotizzare, per le femmine di orata trattate, una gametogenesi in stadio più avanzato rispetto all'unica femmina facente parte del gruppo di controllo ed un anticipo, indotto dal leuprolide acetato, di circa un mese e mezzo del periodo maturativo dell'orata, come osservato anche per il branzino trattato con un prodotto analogo (Cozzolino *et al.*, 1999). Anche se necessita di ulteriori approfondimenti il trattamento con leuprolide potrebbe rappresentare una semplice soluzione per anticipare il periodo riproduttivo dell'orata in quegli impianti non dotati di sistemi per il controllo del termofotoperiodo.

Bibliografia

BARBARO A., FRANCESCON A., BOZZATO G., MERLIN A., BELVEDERE P., COLOMBO L. (1997) - Induction of spawing in gilthead sea bream, *Sparus aurata* L., by a long-acting GnRH agonist and its effects on egg quality and daily timing of spawing. *Aquaculture*, **154**: 349-359.

COZZOLINO G., MINOIA P., LACALANDRA G. (1999) - Induzione riproduttiva nella spigola (*Dicentrarchus labrax* L.) con tecnica ormonale a lento rilascio. *Biol. Mar. Medit.*, **6** (1): 310-312.

FRANCESCON A., BARBARO A., COLOMBO L., BOZZATO G., CHIEREGHIN S., BELVEDERE P. (1994) - Induction of multiple spawning in the gilthead seabream, *Sparus aurata* L., by LH-RH analogue treatments and their influence in egg quality. *Riv. Ital. Acquacol.*, **29**: 109-120.

Biol. Mar. Medit. (20012), 9 (1): 571-573

M. Scalici, G. Schino*, A. Allegro*, P. Giordano*,
G. Gibertini, S. Canese *

Dip. di Biologia, Univ. Roma Tre, V.le Marconi, 446 - 00146 Roma, Italia.
*ENEA, Biotec, Santa Maria di Galeria, Roma, Italia.

INFLUENZA DEI FATTORI SOCIALI SULL'INVERSIONE SESSUALE DELL'ORATA, *SPARUS AURATA* (L.), ALLEVATA IN SISTEMI DI STABULAZIONE A RICIRCOLO

INFLUENCE OF SOCIAL FACTORS ON SEX REVERSAL OF GILTHEAD SEABREAM, SPARUS AURATA *(L.), REARED IN RECIRCULATING SYSTEMS*

Abstract

The study describes the influence of social factors on sex reversal of Sparus aurata *(Perciformes; Sparidae), reared in recirculating systems. In the presence of females, old (2+) males showed no sex reversal, neither with the presence nor with the absence of young (1+) males, probably because of the small size of old males and the limiting conditions of the rearing system.*

***Key-words*:** Sparus aurata, *sex reversal, social factors.*

Introduzione

L'orata, *Sparus aurata* (L.), è una specie ermafrodita proterandrica caratterizzata dalla presenza dell'*ovotestis* (Brusle-Sicard e Fourcault, 1997). Per contribuire alle conoscenze sui fattori sociali che, in questa specie, possono influenzare l'inversione sessuale di soggetti allevati in sistemi di stabulazione a ricircolo (Happe e Zohar, 1988), si è voluto osservare l'effetto combinato che individui di sesso femminile, con funzione inibente l'inversione sessuale, e giovani maschi, con funzione stimolante (Zohar *et al.*, 1995), esercitano su orate di 27 mesi di età.

Materiali e metodi

Per realizzare il protocollo sperimentale sono state utilizzate: 26 orate (denominate 1+) aventi 15 mesi d'età; 104 orate (denominate 2+) aventi 27 mesi di età; 16 orate di sesso femminile di età superiore a 63 mesi. Esse sono state in parte stabulate in un sistema a ricircolo comprendente 4 vasche di allevamento in vetroresina della capacità di 3 m^3 ciascuna ed in parte sacrificate per effettuare analisi delle gonadi. Le quattro vasche del sistema sono state divise in due coppie di vasche gemelle: in una coppia sono stati posti anche i maschi 1+; nell'altra coppia non sono stati posti i maschi 1+. In ciascuna vasca della prima coppia (test) sono state introdotte 13 orate 1+, 13 orate 2+ e 4 orate di sesso femminile; in ciascuna vasca della seconda coppia (controllo) sono state introdotte 13 orate 2+ e 4 orate di sesso femminile. Al fine di determinare la percentuale di maschi e di femmine delle orate 2+ all'inizio del protocollo sperimentale, si è provveduto a sacrificare un campione di 52 orate 2+. A tali animali sono state prelevate le gonadi per sottoporle ad analisi macroscopiche ed istologiche. Ogni giorno sono state rilevate la temperatura e la salinità dell'acqua, il pH (ogni 7 giorni) e le concentrazioni di NO_2^-, NO_3^-, NH_4^+ e PO_4^{3-} (ogni 14 giorni). Circa ogni 40 giorni, i

pesci sono stati anestetizzati con MS-222 e sottoposti al rilevamento del peso. Alla fine della sperimentazione, che si è protratta da aprile a dicembre 2000, è stato verificato *in vivo* il sesso delle orate. I risultati ottenuti, infine, sono stati elaborati mediante il test del χ^2. Il numero degli animali da utilizzare è stato determinato a priori sulla base di una *Power Analysis* (Cohen, 1988).

Risultati

Nel corso dei nove mesi della sperimentazione la qualità dell'acqua di allevamento è risultata insoddisfacente per quello che riguarda il pH (valore minimo: 5,6) e la concentrazione dello ione NH_4^+ (valore massimo: 5000 μg/l). L'accrescimento delle orate è risultato omogeneo in tutte le vasche: gli esemplari 1+ sono passati da un peso medio iniziale di 50 ± 16 g (media±ds), ad un peso medio finale di 194 ± 59 g; gli esemplari 2+ da 336 ± 41 g a 530 ± 67 g. L'analisi delle gonadi delle 52 orate 2+ sacrificate all'inizio della ricerca, per determinare il rapporto sessi iniziale di tale classe di età, ha dato i seguenti risultati: 2 femmine, 46 maschi, 4 intersessi. Al termine del protocollo sperimentale tutte le orate 2+ allevate sono risultate essere di sesso maschile (Tab. 1). Le differenze delle percentuali d'inversione riscontrate alla fine dell'esperimento tra test (presenza di maschi 1+) e controllo (assenza di maschi 1+) nelle orate 2+, non sono risultate statisticamente significative ($\chi^2 = 0$; gl = 1).

Tab. 1 - Confronto fra le percentuali iniziali e finali dei sessi delle orate 2+ nelle vasche di test (presenza di maschi 1+) ed in quelle di controllo (assenza di maschi 1+). Le percentuali iniziali sono state ottenute sacrificando 52 pesci all'inizio dell'esperimento, quelle finali sono state ottenute *in vivo*.

Comparison between initial and final sex percentages of gilthead seabream 2+ in the test tanks (presence of 1+ males) and in the control ones (absence of 1+ males). Initial percentages have been obtained by sacrificing 52 fishes at the beginning of the experiment, the final ones have been obtained in vivo.

	Presenza orate 1+			**Assenza orate 1+**		
Sesso	Maschi (%)	Femmine (%)	Intersessi (%)	Maschi (%)	Femmine (%)	Intersessi (%)
Condizioni iniziali	88	4	8	88	4	8
Condizioni finali	100	0	0	100	0	0

Conclusioni

Confrontando le percentuali finali dei sessi con quelle iniziali, estrapolate queste ultime dal campione di 52 individui 2+ sacrificati e sottoposti a biopsia all'inizio dell'esperimento, si può osservare come nelle orate 2+ aumenti la percentuale dei maschi e diminuisca, invece, la percentuale di femmine e quella degli intersessi. L'ipotesi più probabile per spiegare un simile risultato potrebbe essere la insufficiente rappresentatività del campione utilizzato per estrapolare le percentuali dei sessi nelle condizioni iniziali.

La assenza di inversione sessuale negli esemplari 2+ al termine della prova, tanto in quelli allevati in presenza di sole femmine, quanto in quelli allevati in presenza di femmine e di esemplari 1+, lascia ipotizzare che il protocollo sperimentale adottato abbia determinato alcune condizioni limitanti il fenomeno dell'inversione e più precisamente: le ridotte taglie iniziali degli esemplari 2+ che al termine dell'esperimento avevano un

peso medio di 530 ± 67 g; l'insoddisfacente qualità dell'acqua di allevamento dovuta al funzionamento non ottimale dei filtri del sistema a ricircolo; il rilascio da parte delle femmine di feromoni ad azione inibente, che, a causa del regime idrico a ricircolo, potrebbero essersi distributi in tutte le vasche. Quest'ultimo argomento, documentato in specie come *Salmo salar* (Moore e Waring, 1996), potrebbe rappresentare un ostacolo non indifferente per l'induzione dell'inversione sessuale nelle specie ermafrodite allevate in sistemi a ricircolo.

Bibliografia

BRUSLE-SICARD S., FOURCAULT B. (1997) - Recognition of sex-inverting proterandric *Sparus aurata*: ultrastructural aspects. *Journal of Fish Biology*, **50** (5): 1094-1103.

COHEN J. (1988) - *Statistical power analysis for the behavioural sciences*. Erlbaum, Hillsdale.

HAPPE A., ZOHAR Y. (1988) - Self-fertilization in the proterandrous hermaphrodite *Sparus aurata*: development of the technology. In: *Reproduction in fish – Basic and applied aspects in endocrinology and genetics, Les colloques de l'INRA*., INRA, Paris, **44**: 177-180.

MOORE A., WARING C.P. (1996) - Electrophysiological and endocrinological evidence that F-series prostaglandins function as priming pheromones in mature male Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Journal of Experimental Biology*, **199** (10): 2307-2316.

ZOHAR Y., HAREL M., HASSIN S., TANDLER A. (1995) - Gilt-Head Sea Bream (*Sparus aurata)*. In: N. Bromage, R. Roberts (eds), *Broodstock Management and Egg and Larval Quality*, Blackwell Sci., London: 94-117.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 574-577

A.M. Vaccaro, G. Buffa, C.M. Messina*

Dipartimento di Biologia Animale, Università di Palermo, Via Archirafi, 18 - 90123 Palermo, Italia.
*Ist. Biologia Marina, Cons. Univ. Prov. Trapani, Italia.

CARATTERIZZAZIONE DEL PATTERN LIPIDICO E DEGLI ACIDI GRASSI DEL MUSCOLO DELL'IBRIDO *ACIPENSER NACCARII* (BONAPARTE, 1836) × *A. BAERII* (BRANDT, 1869) E DEL RECIPROCO *A. BAERII* × *A. NACCARII*

LIPID COMPOSITION AND FATTY ACID PROFILE OF THE EDIBLE TISSUES IN TWO STURGEON HYBRIDS: ACIPENSER NACCARII × A. BAERII *AND* A. BAERII × A. NACCARII

Abstract

Muscle phospholipids and triglycerides were measured in two sturgeon (Acipenseridae) hybrids. Fatty acid composition of the two lipidic fractions showed a strong similarity between the two hybrids.

Key-words**:** *Sturgeon, Acipenseridae, lipid, fatty acids, gas-liquid chromatography.*

Introduzione

La storionicoltura è una branca relativamente nuova ed in rapido sviluppo dell'acquacoltura, soprattutto in quelle aree dove maggiore è la necessità di diversificare la produzione (Bronzi *et al.,* 1999). Nuovi ibridi vengono attualmente studiati. In particolare, in condizioni di allevamento intensivo, l'ibrido ottenuto per la prima volta in Italia nel 1993 dall'incrocio tra *Acipenser naccarii* e *A. baerii* (AL) e il reciproco (LA) sono caratterizzati da semplici esigenze di svezzamento e buone performance zootecniche (Bronzi *et al.*, 1999).

Gli storioni, soprattutto per la qualità delle componenti lipidiche (Garcia-Gallego *et al*., 1999), possono essere considerati specie ad elevato valore nutrizionale per l'uomo. Recentemente abbiamo avviato uno studio sulla caratterizzazione della componente lipidica e del profilo degli acidi grassi del tessuto muscolare dei due ibridi.

Materiali e metodi

Nel mese di dicembre 2000, 600 giovanili di AL (peso medio 49,5 ± 19,4 g) e 600 giovanili di LA (45,5 ± 10,5 g), provenienti da un allevamento intensivo (Salmopan s.r.l., Cremona), sono stati seminati in due gabbie differenti di 4 × 4 × 1 m (h), installate in un piccolo ambiente limnico artificiale della provincia di Palermo. I pesci sono stati da allora alimentati con una razione giornaliera del 2,5%, con mangime pellettato commerciale (Europa HD 1° periodo, Hendrix S.p.a., Verona).

Dopo tre mesi di allevamento sono state effettuate le analisi sulla composizione lipidica di campioni di muscolo prelevati dalla porzione dorsale sinistra di ogni pesce. Le analisi sono state eseguite su 10 individui di entrambi gli ibridi, con peso medio di 63.2 ± 11.9 e 61.8 ± 17.7 g per AL e LA rispettivamente. Dai lipidi totali, estratti secondo la tecnica di Folch *et al*. (1957), sono stati separati, tramite cromatografia su colonna a matrice silicea, i trigliceridi e i fosfolipidi. I metilesteri degli acidi grassi

estratti dalle due frazioni (Lepage e Roy, 1984) sono stati sottoposti ad analisi gascromatografica.

I dati relativi ai due ibridi sono stati confrontati tramite t-test. I risultati sono stati considerati statisticamente significativi per $P \leq 0,05$.

Risultati

I risultati ottenuti non evidenziano, nei due ibridi, alcuna differenza significativa nella quantità di trigliceridi e fosfolipidi del muscolo. La frazione lipidica nettamente più abbondante è rappresentata dai trigliceridi (Tab. 1).

Tab. 1 - Profilo lipidico del muscolo dei due ibridi. (*Valori espressi come percentuale sul peso umido).
*Muscular lipidic pattern in the two hybrids. (*Value expressed as per cent on wet weight).*

	Lipidi totali*		**Trigliceridi**		**Fosfolipidi**	
	Media	***± d.s.***	***media***	***± d.s.***	***media***	***± d.s.***
AL	11,79	4,99	86,91	9,52	7,94	4,28
LA	12,60	0,56	79,50	3,33	7,50	1,58

L'analisi gascromatografica, eseguita sulle due frazioni lipidiche, non mostra particolari differenze nel profilo degli acidi grassi dei due lotti. Nei trigliceridi del muscolo di AL e LA la classe prevalente è rappresentata dagli acidi grassi polinsaturi della serie n-3 (PUFAn-3), di cui l'eicosapentenoico (20:5n-3, EPA) e il docosaesaenoico (22:6n-3, DHA) figurano come componenti preponderanti (Tab. 2). Nei fosfolipidi del muscolo dei due ibridi si osserva come la prevalenza dei PUFAn-3 sulle altre classi di acidi è ancora più netta. Anche nei fosfolipidi l'EPA e il DHA risultano gli acidi grassi più abbondanti della classe PUFAn-3. In questa frazione d'altronde il DHA è, in entrambi gli ibridi, l'acido grasso decisamente più abbondante dell'intero profilo (Tab. 2).

Conclusioni

L'analisi del profilo lipidico evidenzia come questi ibridi, per il contenuto di PUFAn-3 e quindi per i loro requisiti nutrizionali, siano specie ittiche di cui promuovere l'allevamento. Sono ben noti, infatti, i benefici effetti sulla salute umana che possono derivare dal consumo di pesce ricco in PUFAn-3 a lunga catena, soprattutto EPA e DHA (Xu *et al.*, 1996; Steffens, 1997).

In esperimenti precedenti condotti su *Acipenser transmontanus* (Xu *et al.*, 1996) e su *A. naccarii* (Agradi *et al.*, 1993) è già stato verificato come la composizione in acidi grassi dei tessuti edibili, soprattutto nei trigliceridi, sia significativamente influenzata dalla dieta. Visto l'interesse crescente del mondo della ricerca per la sperimentazione di diete con apporto bilanciato di acidi grassi n-3, si potrebbe sfruttare anche sugli ibridi AL e LA la possibilità di verificare l'effetto di diete ricche in PUFAn-3 a lunga catena, in particolar modo l'EPA e il DHA. Ciò potrebbe ulteriormente migliorare la qualità di questo prodotto ittico e potrebbe contribuire, inoltre, a promuoverne il consumo nei mercati in cui vengono commercializzate principalmente specie tradizionali, come la spigola e l'orata.

Tab. 2 - Profilo in acidi grassi dei trigliceridi e dei fosfolipidi del muscolo dei due ibridi. Valori espressi come media ± d.s. delle percentuali ricavate sulla quantità totale degli acidi grassi (* = P ≤ 0,05).

Fatty acids pattern in muscular triglycerids and phospholipids of the two hybrids. Values are expressed as mean ± s.d. of per cent on total fatty acids (= P ≤ 0,05).*

Acidi grassi	TRIGLICERIDI				FOSFOLIPIDI			
	AL		LA		AL		LA	
	media %	± d.s.	media %	± d.s.	media %	± d.s.	media %	± d.s.
14:0	4,66	0,44	4,93	0,59	0,97	0,14	1,13	0,25
16:0	15,32	0,24	16,03	1,25	17,20*	0,74	20,84*	0,86
16:1n-7	6,48	0,43	6,89	0,45	2,18	0,31	2,97	0,61
16:2n-4	0,74	0,05	0,78	0,03	0,28*	0,02	0,34*	0,01
16:3n-4	0,65	0,04	0,71	0,03	0,16*	0,01	0,28*	0,06
18:0	1,67	0,14	1,64	0,09	5,27	0,01	4,85	1,01
18:1n-9	17,07	0,40	17,69	0,23	10,11	0,10	11,29	2,08
18:1n-7	2,64	0,20	2,85	0,05	3,15	0,17	2,55	0,40
18:2n-6	4,27	0,19	4,51	0,06	1,67	0,04	1,92	0,18
18:3n-4	1,09	0,02	1,08	0,01	0,35	0,01	0,36	0,01
18:3n-3	1,76	0,16	1,69	0,08	0,32	0,01	0,30	0,01
18:4n-3	6,31	0,58	5,42	0,13	3,31*	0,10	2,47*	0,35
20:1n-9	0,30	0,02	0,29	0,03	0,52	0,22	0,30	0,06
20:4n-6	0,62	0,06	0,67	0,07	1,82	0,13	1,61	0,25
20:4n-3	1,34	0,11	1,29	0,10	1,07	0,18	0,91	0,09
20:5n-3	8,77	0,29	8,82	0,66	13,16	1,27	12,02	0,52
22:1n-11	4,25*	0,57	3,05*	0,07	0,69	0,24	0,35	0,06
22:1n-9	0,44	0,08	0,37	0,00	0,06	0,01	0,07	0,01
22:4n-6	0,45	0,02	0,45	0,05	0,19	0,03	0,18	0,01
22:5n-3	1,83	0,11	1,96	0,13	2,14	0,31	2,24	0,16
22:6n-3	12,88	0,77	13,20	1,41	28,87	1,19	27,24	1,83
24:1n-9	0,27	0,04	0,20	0,01	0,51	0,18	0,33	0,11
Altri	6,23	1,01	5,52	0,30	6,04	0,31	5,52	0,64
Saturi totali	21,65	0,57	22,59	1,75	23,43*	0,88	26,81*	0,09
Monoins.totali	31,42	1,35	31,33	0,65	17,22	0,19	17,85	2,28
PUFAn-3 totali	32,88	0,46	32,38	2,10	48,86	0,66	45,16	1,74
PUFAn-6 totali	5,34	0,23	5,62	0,06	3,68	0,12	3,70	0,08
n-3/n-6	6,16	0,23	5,76	0,32	13,30*	0,25	12,22*	0,21

Bibliografia

AGRADI E., ABRAMI G., SERINI G., McKENZIE C., BOLIS C., BRONZI P. (1993) - The role of dietary n-3 fatty acid and vitamin E supplements in growth of sturgeon (*Acipenser naccarii*). *Comp. Biochem. Physiol.*, **105** A (1): 187-195.

BRONZI P., ROSENTHAL H., ARLATI G., WILLIOT P. (1999) - A brief overview on the status and prospects of sturgeon farming in Western and Central Europe. *J. Appl. Ichthyol.,* **15**: 224-227.

FOLCH J., LESS M., STANLEY G.H.S. (1957) - A simple method for the isolation and purification of total lipids from animal tissue. *J. Biol. Chem.*, **226**: 497-509.

GARCIA-GALLEGO M., SANZ A., DOMEZAIN A., DE LA HIGUERA M. (1999) - Age-size influence on tissue-lipid quality of the sturgeon *Acipenser naccari* from intensive culture. *J. Appl. Ichthyol.,* **15**: 261-264.

LEPAGE G., ROY C.C. (1984) - Improved recovery of fatty acid through direct transesterification without prior extraction or purification. *J. Lipid Res.*, **25**: 1391-1396.

STEFFENS W. (1997) - Effects of variation in essential fatty acids in fish feeds on nutritive value of freshwater fish for humans. *Aquaculture*, **151**: 97-119.

XU R., HUNG S.S.O. (1996) - Effects of dietary lipids on the fatty acids composition of triglycerides and phospholipids in tissue of white sturgeon. *Aquacult. Nutr.,* **2**: 101-109.

Lavoro eseguito con contributo dell'Università di Palermo: Finanziamento Progetto Giovani Ricercatori anno 1999, Comitato 05.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 578-584

R. Bedini, M.G. Canali, A. Bedini

Istituto di Biologia ed Ecologia Marina, P.za G. Bovio, 4 - 57025 Piombino, Livorno, Italia.

CARATTERIZZAZIONE DELLE BIOCENOSI BENTONICHE E DELLA FAUNA ITTICA IN UN TRATTO DI MARE A NORD DELL'ISOLA D'ELBA

CHARACTERISATION OF THE BENTHIC BIOCENOSIS AND ICHTHYIC FAUNA IN A STRETCH OF SEA NORTH OF THE ISLE OF ELBA

Abstract

A stretch of sea north to the Isle of Elba was examined using trawling methods to verify its suitability for receiving discharged sediments originating from the nearby Port of Piombino. The main aim was to evaluate the size and composition of the ichthyic stocks and benthic community to estimate any possible damage which could be caused by the future planned intervention.

Key-words*: trawling nets, benthos, fish, macro invertebrates.*

Introduzione

Questo lavoro è stato effettuato nell'ottobre 1998 su di una vasta area di 9,5 × 3 miglia marine, pari a 17,59 × 5,5 km^2, di fondale marino a nord dell'Isola d'Elba. La zona in questione presentava una profondità media di 110 metri. L'obbiettivo principale di questa ricerca è stato quello di valutare la consistenza e la relazione con il fondo delle specie ittiche presenti nella zona.

Materiali e metodi

In considerazione del fatto che l'area da indagare presentava un fondale di tipo fangoso, è stata ritenuta idonea per la cattura della fauna demersale la metodica della pesca a strascico. È stato pertanto utilizzato un motopesca professionale, attrezzato con una rete di tipo francese con doppio cavo d'acciaio, divergenti in ferro di 2,5 q cadauno e divergenza di 35 metri. La rete è composta da braccia di 12 m con maglie di 40 mm di lato, cielo di 28 m con maglie che vanno da 35 a 20 mm di lato, lenza di 28 m con maglie che vanno da 26 a 20 mm di lato e sacco finale di 5,5 m con maglie di 20 mm di lato.

L'area di studio (Fig. 1) è stata individuata da un rettangolo i cui vertici avevano rispettivamente le coordinate seguenti: a) 42° 57,5' N – 10° 07,0' E; d) 42° 57,5' N – 10° 20,0' E; e) 42° 54,5' N – 10° 20,0' E; h) 42° 54,5' N – 10° 07,0' E. La zona è stata poi suddivisa in sei settori, numerati da 1 a 6, delle dimensioni di circa 3 × 1,5 miglia marine. Le profondità rilevate agli estremi dei singoli settori sono rilevabili in Fig. 1. In ciascun settore sono state eseguite 3 cale di 3 miglia ciascuna, per un totale di 18 cale in tutta l'area. Ognuna delle 6 giornate di pesca (tre cale al giorno) ha comportato dalle 5 alle 6 ore di attività. Le cale hanno avuto la durata di 60' circa alla velocità di 3 nodi.

Si è proceduto a contare e determinare tutte le specie catturate. Per ogni specie sono state determinate le dimensioni di ciascun individuo. Per le specie ittiche si è anche rilevato il peso e la resa in kg/pescata.

Per quattro specie di particolare interesse commerciale, (*Mullus barbatus* L., *Merluccius merluccius* L., *Trisopterus minutus capelanus* Lacepéde, *Aspitrigla cuculus* L.) è stata effettuata la distribuzione in classi di taglia, evidenziando la componente giovanile ed adulta.

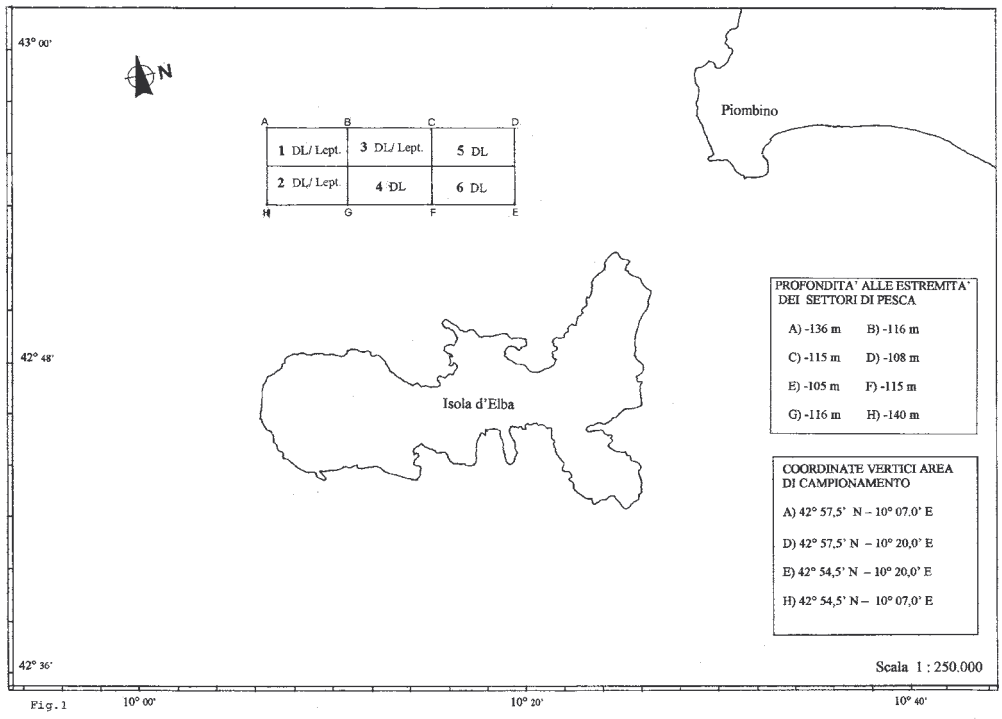


Fig. 1 - Rappresentazione dell'area di studio.
Illustration of the study area.

Risultati

Tutte le specie rinvenute, suddivise per settori di pesca, sono elencate nelle Tab. 1 e 2. *Leptometra phalangium* (Mull.), già riconosciuta come caratteristica delle Biocenosi del Detritico del Largo (DL, sensu Pérès e Picard, 1964), dalla quale trae origine la specifica facies (DL/Lept.) (Meinesz *et al*., 1983), non è stata valutata quantitativamente. È risultata comunque molto abbondante in ciascuna delle cale effettuate nei primi tre settori indagati e si è drasticamente ridotta in quelle dei rimanenti settori. La presenza massiccia di questo Crinoide in alcuni settori e non in altri ci permette di distinguere due tipologie di substrato nei diversi settori, DL/Lept nei settori 1,2,3 DL nei settori 4, 5, 6.

I e II settore di pesca - È stata notata una cospicua presenza di forme sessili, rappresentate da colonie di Cnidari anche di notevoli dimensioni, e da Echinodermi - *Cidaris cidaris* (Linneo), *Ophiacantha setosa* (Retzius), *Astropecten irregularis* (Linck).

Notevole è stata la presenza di ricci delle specie *Echinus acutus* (Lamarck) e *Cidaris cidaris* (Linneo). Di particolare interesse scientifico è risultata la cattura nella stessa cala di *Echinus acutus* e di *Echinus melo* (Lamarck), che non sembra essere mai stata documentata (Prouho, 1887; Mortensen, 1913; Tortonese, 1965). Anche *Cidaris cidaris* e *Stylocidaris affinis* (Philippi) sono stati rinvenuti nella medesima area. Ciò sembra contraddire osservazioni precedenti che escludevano la coesistenza delle due specie (Cherbonnier, 1956).

III settore - In questo settore c'è da rilevare una notevole diminuzione di Triglidi e Scophthalmidi per quanto riguarda i pesci bentonici e dei generi *Stichopus* ed *Echinus* (Linneo, 1758) per gli Echinodermi. C'è inoltre una quasi totale scomparsa del genere *Cidaris*.

IV settore - Sono del tutto scomparsi gli Echinoidi; mentre si osserva una diminuzione di Cnidari e della specie *Ophiacantha setosa*, molto più numerosa nei precedenti settori. Anche *Leptometra phalangium*, è diminuita drasticamente rispetto ai settori precedenti e risulta associata ad *Antedon mediterranea* (Lamarck). Da evidenziare il notevole aumento della presenza di *Eledone moschata* (Lamarck) e *Eledone cirrhosa* (Lamarck) e la diminuzione di Mullidi e Triglidi.

V settore - Si osserva la diminuzione del numero degli Cnidari e la scomparsa dei generi *Stichopus*, *Cidaris*, *Echinus* e *Ophiacantha*. Molto scarse anche le presenze di Triglidi e Mullidi. Nettamente superiore ad ogni altro settore la cattura di esemplari del genere *Eledone*.

VI settore - *Leptometra phalangium* è quasi scomparsa e gli individui catturati non sono più numerosi degli esemplari di *Antedon mediterranea* che, anche in precedenza, sono stati catturati con essa. Ciò è risultato contrario a quanto supposto da Cherbonnier (1956), che escludeva la presenza contemporanea su di uno stesso fondale delle due specie. Si registra infine una netta diminuzione del numero di Triglidi e di Mullidi.

Il contenuto stomacale degli esemplari esaminati delle quattro specie d'interesse commerciale ha mostrato affinità con quanto descritto in letteratura (Orsi Relini e Relini, 1990; Sartor, 1995; Relini G. *et al.,* 1999).

Discussione e conclusioni

La campagna di pesca effettuata nella zona di studio ha evidenziato una notevole variabilità spaziale nell'abbondanza di alcune delle specie ittiche (Tab. 1).

Le specie determinate (Tab. 2) sono quelle caratteristiche della biocenosi del Detritico del Largo. *Leptometra phalangium* è risultata molto abbondante nei primi tre settori al punto di determinarne la facies (DL/Lept) mentre si è drasticamente ridotta negli altri tre settori. Negli stock ittici catturati si è evidenziato, per le quattro specie di interesse commerciale catturate (*Mullus barbatus* Linneo, *Merluccius merluccius* Linneo, *Trisopterus minutus capelanus* Risso, *Aspitrigla cuculus* Linneo) che la grande maggioranza degli individui non aveva ancora raggiunto la maturità sessuale, com'è evidenziato dai grafici per classi di taglia di *Merluccius merluccius* (Fig. 2).

Lo scarso reperimento di crostacei decapodi e molluschi cefalopodi nella campagna effettuata, esclude una stretta dipendenza trofica tra le suddette specie e l'area indagata. La cattura di due esemplari di *Palinurus elephas* (Fabricius), dodici esemplari di *Parapenaeus longirostris* (Lucas) ed una colonia di *Paramuricea clavata* (Risso) non sembrano rappresentare, su una superficie di fondale di circa 100 Kmq, presenze particolarmente significative.

Tab. 1 - Fauna ittica: resa in kg per specie, per settore, ottenuta sommando le rese delle tre cale effettuate.

Ichthyofauna (fish): yield in kg per species, per sector, obtained from the sum of the three catches.

	Settori di pesca					
	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**
OSTEICHTHYES						
Argentina sphyraena Linneo	0,43	0,47	0,16	0,11	0,57	0,32
Arnoglossus laterna (Walbaum)	0,15	0	0	0	0	0
Aspitrigla cuculus (Linneo)	3,15	3,72	1,88	0,18	0,02	0,04
Blennius ocellaris Linneo	0,03	0,07	0	0,03	0,03	0
Boops boops (Linneo)	0,71	0,14	1,64	2,84	2,03	1,21
Callyonimus maculatus Rafinesque-Schmaltz	0	0,04	0	0,03	0	0
Capros aper (Linneo)	0,04	0,08	0,63	0	0	0,01
Cepola rubescens Linneo	0,01	0,03	0,06	0,07	0,39	0,13
Citharus linguatula (Linneo)	0	0,07	0,21	0,05	0,02	0
Conger conger (Linneo)	0,23	0,16	0	0	0	0
Engraulis encrasicolus (Linneo)	0	0	0,08	0,06	0	0
Eutrigla gurnardus (Linneo)	0,54	0,45	0,41	0	0	0
Helicolenus dactylopterus (Delaroche)	0,04	0	0	0	0	0
Lepidopus caudatus (Euphrasen)	3,2	4,66	0	0	0	0
Lepidorhombus boscii (Risso)	1,76	1,88	1,08	1,33	0,3	0,47
Lepidotrigla cavillone (Lacepède)	6,68	5,74	2,17	0,95	0,71	0,59
Lophius budegassa Spinola	5,55	3,27	3,46	1,52	0,48	0
Macroramphosus scolopax (Linneo)	0,05	0,11	0,09	0,01	0	0,01
Merluccius merluccius (Linneo)	2,99	1,58	6,16	9,83	11	8,94
Mullus barbatus Linneo	8,05	8,21	5,47	2,68	0,71	0,77
Mullus surmuletus Linneo	0,09	0,08	0	0	0	0
Pagellus bogaraveo (Brunnich)	0	0	0,11	0,04	0	0
Pagellus erythrinus (Linneo)	0	0,78	0,12	0	0	0
Peristedion cataphractum (Linneo)	0	0,02	0	0	0	0
Sardina pilchardus (Walbaum)	0,3	0,02	0,02	0,65	0,02	0,18
Scomber scombrus Linneo	0,13	0,08	0	0,48	0	0
Scorpaena porcus Linneo	0	0,63	0	0	0	0
Scorpaena scrofa Linneo	0	0,63	0	0	0	0
Serranus cabrilla (Linneo)	0,15	0,25	0,17	0	0	0
Serranus hepatus (Linneo)	1,46	1,04	1,69	0,54	0,21	0,06
Spicara flexuosa Rafinesque	0	0,12	0,88	0,02	0	0
Spicara smaris (Linneo)	0,31	0,04	0,05	1,48	0,54	0,45
Trachinus draco Linneo	0,12	0	0	0,49	0,35	0,11
Trachurus trachurus (Linneo)	3,41	0,95	8,19	6,01	4,66	3,92
Trigloporus lastoviza (Bonnaterre)	0	0	0	0,52	0,05	0,39
Trisopterus minutus capelanus (Risso)	5,53	3,37	5,45	14,1	10,3	8,15
Uranoscopus scaber Linneo	0,22	0	0	0	0	0
Zeus faber Linneo	2,91	4,65	2,95	0,13	0,03	1,33
CHONDROICHTHYES						
Raja miraletus Linneo	0	0,55	0,39	0	0	0
Raja montagui Fowler	0,33	0	0	3,72	0	0
Scyliorhinus canicula (Linneo)	0,15	0,44	1,53	1,93	0	1,46

Tab. 2 - Invertebrati: presenze per specie (A) e resa in kg (B) (somma delle tre cale effettuate in ciascun settore).

Invertebrates: occurrence per species (A) and yield in kg (B) (sum of the three catches performed in each sector).

	A						B					
	Settori di pesca						Settori di pesca					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
PORIFERA												
Rhizaxinella pyrifera (Delle Chiaje)			x		x							
Spongia officinalis Linneo					x							
Suberites domuncula (Olivi)			x		x	x						
Tethya aurantium (Pall.)			x									
CNIDARIA												
Alcyonium acaule (Kukenthal)		x										
Alcyonium palmatum Pall.		x	x	x	x	x						
Calliactis parasitica (Couch)					x							
Funiculina quadrangularis (Pallas)	x	x	x		x	x						
Halecium halecinum (Linneo)			x									
Lytocarpia myriophyllum (Linneo)			x									
Nemertesia antennina (Linneo)					x							
Nemertesia ramosa Lam.	x	x		x	x	x						
Parerythropodium coralloides (Pallas)			x									
Paramuricea clavata (Risso)			x									
Pennatula rubra Ellis	x	x	x	x	x							
Pteroeides griseum Bohadsch				x								
MOLLUSCA												
Alloteuthis media (Linneo)	x	x	x	x	x	x	0,638	1,14	0,65	3	1,87	1,45
Chlamys varia (Linneo)	x											
Eledone cirrhosa (Lamarck)	x	x	x	x	x	x	0,31	0,143	0,123	1,98	1,91	6,45
Eledone moschata (Lamarck)	x	x	x	x			0,43	0,21	0,1	1,34	0	0
Flexopecten flexuosus (Poli)			x									
Galeodea echinophora (Linneo)		x										
Glossus humanus (Linneo)			x									
Illex coindeti (Verany)	x	x	x	x	x	x	1,57	1,14	0,39	1,19	0,495	0,972
Loligo vulgaris Lamarck	x	x	x		x	x	2,78	1,23	1,19	0	0,68	0,37
Octopus vulgaris Cuvier			x	x	x		0	0	0,76	2,75	0	0,3
Pleurobranchaea meckeli Leue		x										
Rossia macrosoma (Delle Chiaje)			x									
Scaphander lignarius (Linneo)			x									
Sepia elegans (Blainville)	x	x	x	x		x	0,073	0,02	0,02	0,01	0,04	0
Sepia orbignyana Ferussac	x	x	x	x	x	x	0,02	0,01	0,02	0,13	0,08	0,27
Sepietta oweniana (Pfeffer)			x				0	0	0,03	0	0	0
Sepiola rondeleti Steenstrup	x		x				0,007	0	0,06	0	0	0
Todarodes sagittatus (Lamarck)					x	x	0	0	0	0	0,2	0,07
Todaropsis eblanae (Ball)		x		x			0	0,04	0	0,05	0	0
CRUSTACEA DECAPODA												
Dardanus arrosor (Herbst)		x										
Dorippe lanata (Linneo)					x	x						
Goneplax rhomboides (Linneo)			x			x						
Latreillia elegans Roux	x											
Liocarcinus depurator (Linneo)			x		x							
Macropodia longirostris (Fabricius)			x									
Macropodia sp.			x									
Macropodia tenuirostris (Leach)	x											
Munida rugosa (Fabricius)		x										
Paguristes oculatus (Fabricius)					x							
Pagurus alatus Fabrucius			x	x								
Pagurus prideaux Leach	x	x	x									
Palinurus elephas (Fabricius)			x				0	0	0,95	0	0	0

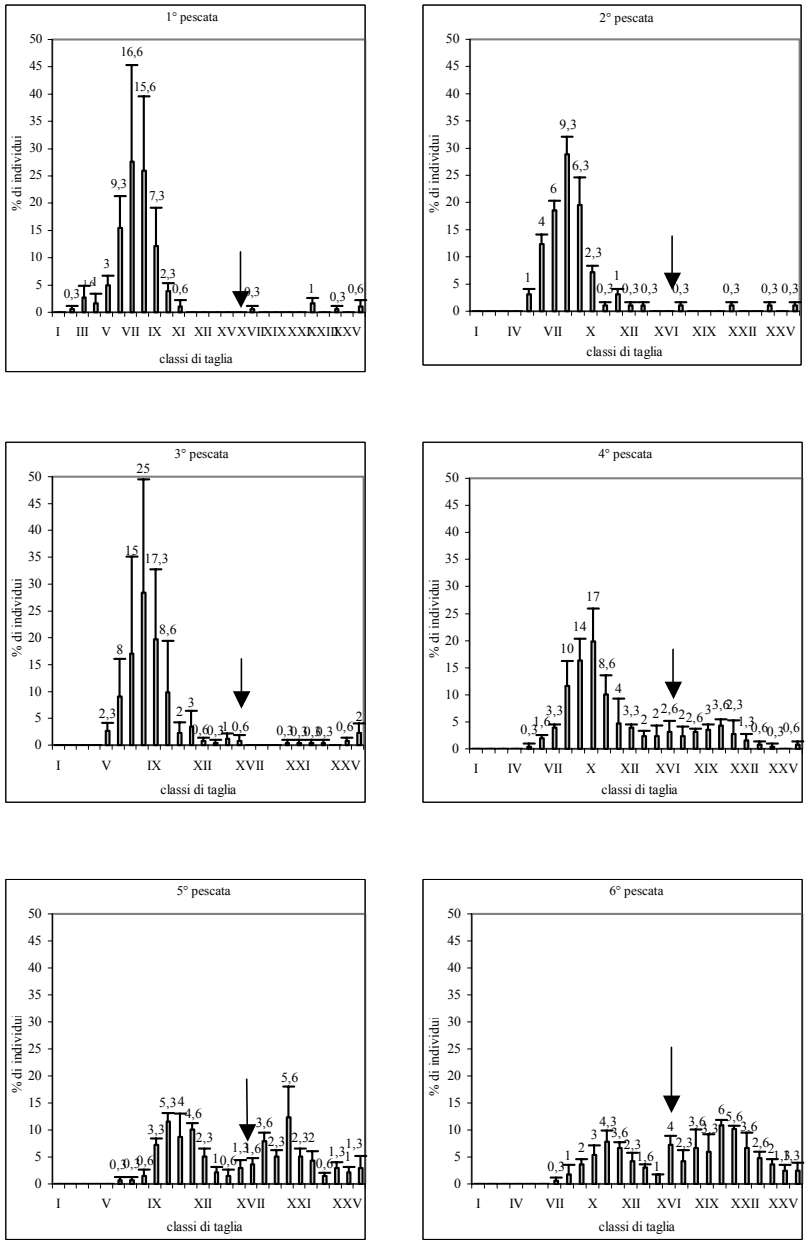


Fig. 2 - Distribuzioni percentuali delle classi di taglia in *Merluccius merluccius*. Le dimensioni variano da 4,5/5,5 cm (I classe) a >30 cm (XXVI classe). Le frecce indicano la dimensione di I maturità sessuale. I valori riportati sui blocchi rappresentano il numero medio di individui catturati.

Percentile distribution of Merluccius merluccius size classes. Size varies from 4.5/5.5 cm (class I) to >30 cm (class XXVI). Arrows point to size at 1st sexual maturity. Values on the bars represent mean number of individuals caught.

Ringraziamenti

Si ringrazia: le Capitanerie di Porto di Livorno, Piombino, Portoferraio per aver concesso autorizzazioni e supporto alla presente ricerca; la KODAK S.p.A. per aver fornito le pellicole per la documentazione fotografica delle specie animali catturate.

Bibliografia

CHERBONNIER G. (1956) - Les Echinodermes de Tunisie. *Bull. St. Ocean. Salambo*, **53**: 1-23.

MEINESZ A., BOUDOURESQUE F., FALCONETTI C., ASTIER J.M., BAY D., BLANC J.J., BOURCIER M., CINELLI F., CIRIK S., CRISTIANI G., DI GERONIMO I., GIACCONE G., HARMELIN J.G., LAUBIER L., LOVRIC A.Z., MOLINIER R., SOYER J., VAMVAKAS C. (1983) - Normalisation des symboles pour la représentation et la cartographie des biocenoses benthiques littorales de Méditerranée. *Annales de l'Institut Oceanographique*. Nouvelle Serie, **59** (2): 155-172.

MORTENSEN TH. (1913) - Die Echinoiden des Mittelmeeres. *Mitt. Zool. St. Neapel*, **21** (1): 1-39.

ORSI RELINI L., RELINI G. (1990) – The glass shrimp *Pasiphaea rivado* in the food chains of the Ligurian Sea. In: Olsen e Olsen (eds), *Trophic Relationship in the Marine Enviroment.,* Dk: 334-346.

PÉRÈS J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, **31**: 1-137.

PROUHO H. (1887) - Récherches sur la *Dorocidaris papillata* et quelques autres Echinides de la Méditerranée.. *Arch. Zool. Exp. Gén.*, **5** (2): 213-380.

RELINI G., BERTRAND J., ZAMBONI A. (1999) – Sintesi delle conoscenze sulle risorse da pesca dei fondi del Mediterraneo centrale (Italia e Corsica). *Biol. Mar. Medit.,* **6** (Suppl. 1): 1-868.

SARTOR P. (1995) – Regime alimentare di osteitti gadiformi nel Mar Tirreno Settentrionale. *Fishery Bulletin*, **92** (3): 599-607.

TORTONESE E. (1965) - *Echinodermata. Fauna d'Italia.* Ed. Calderini, Bologna: 1-422.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 585-589

R. Bedini, M. Bertuccelli, M.G. Canali, A. Bedini

Istituto di Biologia ed Ecologia Marina, P.za Bovio, 4 - 57025 Piombino, Livorno, Italia.

DISTRIBUZIONE E MORFOLOGIA DI COMUNITÀ DI *SABELLARIA ALVEOLATA* (L.) LUNGO IL LITORALE DI SAN VINCENZO E DI PIOMBINO (LI)

DISTRIBUTION AND MORPHOLOGY OF SABELLARIA ALVEOLATA *(L.) COLONIES ALONG THE SAN VINCENZO AND PIOMBINO SHORELINES*

Abstract

Three Sabellaria alveolata *(L.) (Polychaeta, Anellida) reefs were studied along the coast of the cities of Piombino and San Vincenzo (Leghorn department). Although the three study sites clearly lay on different substrates,* Sabellaria *used the same sized sand grains to build its reefs. The discovery of* Sabellaria *reefs sheltered by* Posidonia oceanica *(L.) Delile leaves, and, in the San Vincenzo area, built directly on the sandy bottom with no rock basis is remarkable.*

Key-words: Sabellaria alveolata *reefs, sand grains, tube size.*

Introduzione

È noto in letteratura che gli agglomerati di *Sabellaria alveolata* (L.) formano strutture diverse per forma e grandezza che vengono modellati dalla forza delle onde e delle correnti nell'area di insediamento (Gambi *et al.*, 1996; Gruet, 1986; Kirtley, 1992; Nicoletti *et al.*, 2001; Porras *et al.*, 1996; Riggio *et al.*, 1991). I tubi sono formati da grani di sabbia di diversa granulometria che, addossati gli uni agli altri, formano costruzioni talvolta imponenti, talvolta al riparo dall'azione diretta delle onde o tra gli scogli, oppure difesi dalle foglie di *Posidonia oceanica* (L.) Delile (D'Anna *et al.*, 1990) o completamente esposte al moto ondoso anche violento al punto di fornire un riparo alla costa retrostante. In questa ricerca sono state confrontate le costruzioni osservate in tre aree molto diverse per condizioni ambientali e per substrato, comparando sia la morfologia delle colonie che la presenza di organismi predatori o inquilini preponderanti.

Materiali e metodi

In immersione con A.R.A. sono state individuate colonie di *Sabellaria alveolata* in tre aree diverse sulla costa dei Comuni di Piombino e di San Vincenzo (Fig. 1), denominate rispettivamente Sito 1 (golfo di Follonica), Sito 2 (Piombino), Sito 3 (San Vincenzo). Le colonie sono state fotografate con fotocamera subacquea Nikonos V e, di ciascuna di esse, sono state registrate profondità, estensione, distanza da riva e tipologia. Sono stati prelevati campioni di 15×15 cm^2 ed in laboratorio sono stati valutati il diametro interno dei tubi, il numero di individui per m^2 e le dimensioni degli esemplari viventi di *S. alveolata*. Le associazioni animali presenti sono state valutate qualitativamente. È stata rilevata inoltre, oltre alla morfologia generale, la granulometria dei tubi. I campioni, precedentemente pestati in mortaio sono stati analizzati, dopo setacciatura a secco, utilizzando un vagliatore meccanico Tecnotest. I risultati analitici, in forma percentuale (peso frazione granulometrica/peso campione totale) sono stati ottenuti

suddividendo ciascun campione nelle principali classi granulometriche riportate nella scala Wentworth.

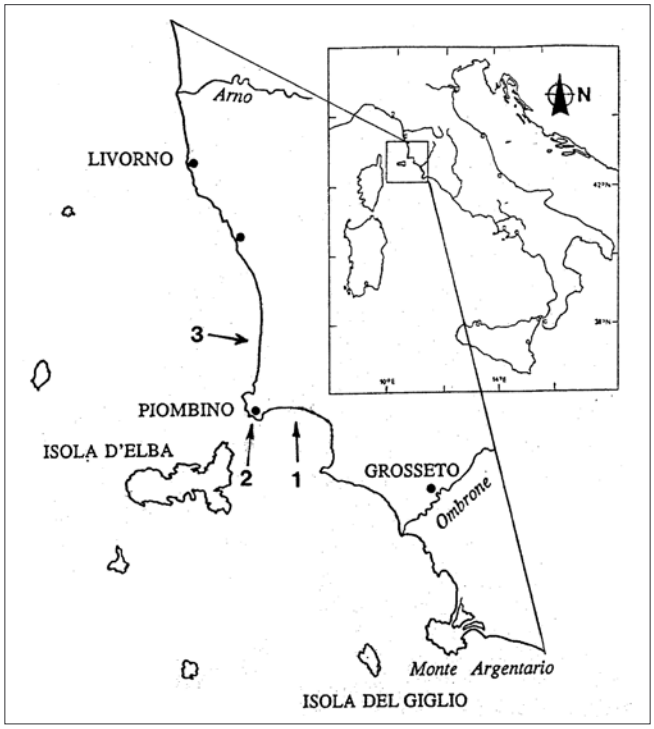


Fig. 1 - Localizzazione delle tre aree di studio.
Localisation of the three study areas.

Risultati

Sito 1 (golfo di Follonica) - L'area indagata del golfo di Follonica è caratterizzata dalla presenza discontinua di "panchine", formazioni rocciose appiattite disposte parallelamente alla linea di costa a breve distanza da riva, talvolta ad un solo metro dalla battigia, circondate da un substrato di sabbia molto fine. Queste formazioni sono ricoperte, per un fronte di alcune decine di metri, da *Posidonia oceanica.* In corrispondenza del loro margine verso riva sono state osservate colonie di *S. alveolata* di forma appiattita, accresciutesi al riparo delle foglie di *Posidonia oceanica*, i cui fasci talvolta sono completamente circondati dalle costruzioni degli Anellidi. La profondità registrata era compresa tra –0,5 e –1,5 m, ad una distanza di circa 20 m da riva. La granulometria del campione prelevato è riportata in Tab. 1. Dal campione esaminato risulta che sono presenti 23.200 ind/m^2; in Fig. 2 sono rappresentati i dati relativi al numero ed alle dimensioni di tali individui. Le dimensioni dei tubi riscontrate sono comprese tra 0,08 cm e 0,4 cm, con il diametro di 0,2 cm come moda. Associate al campione prelevato, sono state osservate e determinate le specie elencate in Tab. 2.

Tab. 1 - Analisi granulometrica dei campioni provenienti dai siti 1, 2, 3.
Grain size analysis for samples from areas n. 1, 2, 3.

Granulometria	Sito 1	Sito 2	Sito 3
> 2.000 mm	0.80%p/p	1.31%p/p	0.42%p/p
2.0 - 1.0 mm	2.29%p/p	1.61%p/p	1.86%p/p
1.0 - 0.5 mm	13.67%p/p	24.34%p/p	14.37%p/p
0.5 - 0.18mm	54.77%p/p	56.68%p/p	65.44%p/p
0.18 -0.063mm	25.51%p/p	12.80%p/p	11.56%p/p
< 0.063 mm	2.35%p/p	3.25%p/p	6.35%p/p
TOTALE	100.00	100.00	100.00

Tab. 2 - Fauna associata ai campioni dei siti 1, 2, 3.
Fauna associated with samples from areas 1, 2, 3.

Sito 1	*Sito 2*	*Sito 3*
ANELLIDAE	**ANELLIDAE**	**PANTOPODA**
Syllis sp.	*Glycera convoluta* Keferst	*Nymphon gracile* Leach
Nereis sp.	*Platynereis dumerilii* (Aud. e	**CRUSTACEA AMPHIPODA**
CRUSTACEA DECAPODA	Milne-Edw.)	*Hyale schmidti* (Heller)
Alpheus dentipes Guerin	*Perinereis cultrifera* (Grube)	*Orchestia gammarella* (Pallas)
Pisidia longicornis (L.)	*Nereis pelagica* L.	*Gammarus aequicauda* (Martinov)
Porcellana platycheles (Penn.)	*Lysidice ninetta* Aud. e Milne-Edw.	**CRUSTACEA DECAPODA**
Xantho poressa (Olivi)	*Arabella iricolor* (Montagu)	*Pilumnus hirtellus* (L.)
Pilumnus hirtellus (L.)	**MOLLUSCA BIVALVIA**	
MOLLUSCA BIVALVIA	*Mytilus galloprovincialis* Lam.	
Striarca lactea (L.)	*Striarca lactea* (L.)	
Arca noae L.	**MOLLUSCA GASTROPODA**	
TUNICATA	*Thais haemastoma* (L.)	
Ascidiella aspersa (Muller)	**CRUSTACEA AMPHIPODA**	
	Gammarus aequicauda (Martinov)	
	Maera inaequipes (Costa)	
	CRUSTACEA DECAPODA	
	Alpheus dentipes Guerin	
	Pilumnus hirtellus (L.)	
	Porcellana platycheles (Penn.)	

Sito 2 (Piombino)- Le costruzioni di *S. alveolata* osservate in corrispondenza del litorale di Piombino presentano una morfologia ed una localizzazione molto diversa rispetto a quanto evidenziato per il Sito 1, costituendo strutture di dimensioni molto minori e isolate le une dalle altre. Il substrato di insediamento è roccioso e privo di coperture vegetali paragonabili alla prateria di *Posidonia oceanica.* E' stato possibile verificare che le costruzioni sono direttamente addossate alle rocce che emergono dal fondale. La zona di osservazione è compresa tra la riva e –1,5 m di profondità, con alcune colonie completamente emerse durante le fasi di bassa marea. La granulometria del campione analizzato è descritta in Tab. 1. La densità degli esemplari di *S. alveolata* del campione è risultata essere 13.200 ind/m^2 ed in Fig. 2 è rappresentata la distribuzione delle loro dimensioni. I diametri dei tubi risultano essere compresi tra 0,15 cm e 0,5 cm, con la maggiore frequenza a 0,25 cm. La fauna associata è riportata in Tab. 2.

Sito 3 (San Vincenzo)- Le costruzione di *S. alveolata* osservate lungo il litorale di San Vincenzo appaiono di forma perlopiù globosa, estese sul piano orizzontale oltre che sull'asse verticale, giungendo a superare i 50 cm di altezza. Sono da segnalare in questa zona colonie direttamente emergenti dal fondale sabbioso, in contrasto con quanto citato in letteratura (Porras *et al.*, 1996). L'area indagata è compresa tra le profondità di –1 e –2,5 m. La granulometria del campione è riportata in Tab. 1. Dall'analisi del campione è stata valutata una densità di popolazione di 12.800 ind/m^2 e la Fig. 2 rappresenta l'andamento delle loro dimensioni . I diametri dei tubi di questo campione sono compresi tra 0,1 cm e 0,5 cm, con la misura di 0,3 cm come predominante. La fauna associata è elencata in Tab. 2.

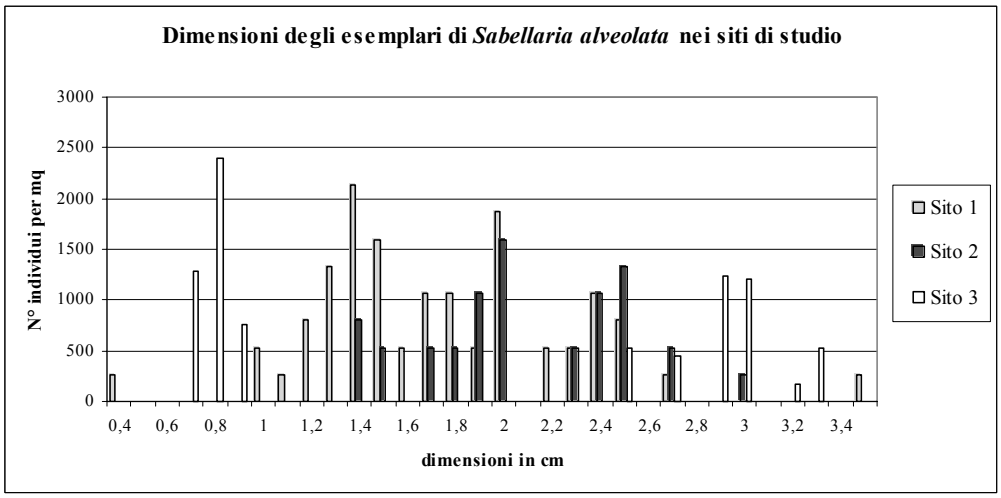


Fig. 2 - Numero e dimensioni degli esemplari di *Sabellaria alveolata* dei siti 1, 2, 3.
Number and specimen size of Sabellaria alveolata *in areas n. 1, 2, 3.*

Discussione e conclusioni

È noto che i Sabellaridi sono in grado di costruire strutture di notevoli dimensioni anche nel Mediterraneo (Porras *et al.*, 1996) sia per altezza che per estensione. In questa indagine preliminare si è osservato che le colonie del Sito 1 (golfo di Follonica) hanno una caratteristica ad oggi mai segnalata in letteratura che è quella di essersi sviluppate a ridosso di un fitto intreccio di fasci e foglie di *Posidonia oceanica* sulle panchine per una estensione di molte decine di metri. È evidente la difesa meccanica offerta da *Posidonia oceanica* a *S. alveolata* rispetto alla forza del moto ondoso in un golfo grande (30 km) e poco riparato dai venti e dalle correnti oltre ad una elevata fonte di cibo offerta dall'ecosistema a *Posidonia oceanica*. Le macchie di *Posidonia oceanica* spiegano la presenza di macroinvertebrati di solito non citati in letteratura come *Ascidiella aspersa* (Muller), *Striarca lactea* (L.), *Xantho poressa* (Olivi). Tali colonie si presentano, tra quelle studiate, in uno stadio di stabilità con il più alto numero di individui per superficie.

La situazione nel Sito 2 (Piombino) presenta una grande ricchezza di ospiti nei fori abbandonati, nelle spaccature e nelle depressioni di colonia erosa del campione ana-

lizzato. Questo va a discapito della presenza di *S. alveolata*, in quanto tale struttura, con fori, spaccature, superfici epifitate, offre rifugio e varie possibilità di nutrimento ad altre specie; sono stati reperiti infatti Anellidi Policheti, Crostacei Anfipodi, Molluschi Bivalvi e Gasteropodi.

Le costruzioni di San Vincenzo (Sito 3), infine, appaiono nella fase di accrescimento (Gruet, 1986) con tutta la superficie esposta al moto ondoso completamente ricoperta di fori di *S.alveolata* dal diametro molto variabile (da 1 mm a 5 mm). La ricchezza di specie associate è conseguentemente scarsa; si è notata soprattutto l'assenza di filtratori che possono entrare in competizione con la stessa *Sabellaria alveolata* nelle colonie che si presentano in via di erosione.

Nel Sito 3 la presenza di *S. alveolata* è risultata largamente dominante su ogni altro invertebrato così come la dimensione massima degli individui osservati è risultata la maggiore nelle aree indagate. È da notare che le colonie presentano fori di diametro grosso e medio che manifestano uno stadio di accrescimento delle costruzioni (Porras *et al.*, 1996).

In relazione poi all'esame granulometrico, è possibile osservare che i risultati mostrano una sostanziale similitudine nelle dimensioni dei grani utilizzati per le costruzioni da parte degli Anellidi studiati, mentre visibilmente diverse sono le caratteristiche delle sabbie dei fondali che si trovano nelle tre aree di studio. Questo sembra confermare quanto riportato in letteratura circa la selettività dell'utilizzo dei granelli di sabbia da parte di *Sabellaria alveolata* (Kirtley, 1992).

Ringraziamenti

Si ringrazia: l'Amministrazione Comunale di Piombino per il supporto economico dato alla presente ricerca; la Capitaneria di Porto di Piombino per le autorizzazioni ed il supporto prestato; la KODAK S.p.A. per aver fornito le pellicole utilizzate; i Dottori Paola Biondi e Matteo Cappagli per la collaborazione prestata nelle fasi di campionamento e di laboratorio.

Bibliografia

D'ANNA G., SPARLA M.P., RIGGIO S. (1990) – Note sui banchi di filtratori nel Golfo di Castellammare (Sicilia N/W). *Oebalia* (Suppl.) **16** (2): 647-650.

GAMBI M.C., GIANGRANDE A., FRASCHETTI S. (1996) – Policheti dei fondi mobili del Golfo di Policastro (Mar Tirreno meridionale): distribuzione e ruolo di alcune specie. In: A. Virzo De Santo, A. Alfani, G.C. Carrada, F.A. Rutigliano (eds), *Atti del VII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia*: 349-353.

GRUET Y. (1986) – Spatio-temporal changes of sabellarian reefs built by the sedentary polychaete *Sabellaria alveolata* (Linné). *P.S.Z.N. I: Marine Ecology*, **7** (4): 303-319.

KIRTLEY D.W. (1992) – Worm reefs built to last. *Florida Oceanographic Magazine*, **13** (3): 12-19.

NICOLETTI L., LATTANZI L., LA PORTA B., LA VALLE P., GAMBI M.C., TOMASSETTI P., TUCCI P., CHIMENZ RUSSO C. (2001) - Biocostruzioni a *Sabellaria* delle coste del Lazio (Tirreno centrale). *Biol. Mar. Medit.,* **8** (1): 252-258.

PORRAS R., BATALLER J.V., MURGUI E., TORREGROSA M.T. (1996) – Trophic structure and community composition of polychaetes inhabiting some *Sabellaria alveolata* (L.) reefs along the Valencia Gulf Coast, Western Mediterranean. *P.S.Z.N. I: Marine Ecology*, **17** (4): 583-602.

RIGGIO S., D'ANNA G., SPARLA M.P. (1991) – Coastal eutrophication and settlement of mussel beds in NW Sicily: remarks on their significance. Marine Eutrophication and Population Dynamics. *25th European Marine Biology Symposium*. Olsen & Olsen.: 117-120.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 590-595

R. Bedini, M. Bertuccelli, M.G. Canali, A. Bedini, P. Biondi

Istituto di Biologia ed Ecologia Marina, P.zza G. Bovio, 4 - 57025 Piombino, Livorno, Italia.

INDAGINE PRELIMINARE SULLE BIOCENOSI DEL PROMONTORIO DI PIOMBINO, TRA SALIVOLI E TORRE DEL SALE (PROVINCIA DI LIVORNO)

PRELIMINARY STUDY ON THE BIOCOENOSES OF THE COAST FROM SALIVOLI TO TORRE DEL SALE, IN PIOMBINO (LEGHORN DEPARTMENT)

Abstract

During Summer and Autumn 2000, 16 regularly spaced line-transects were marked along the shoreline for the preparation of a bionomic map of the Piombino coast, both to examine whether the benthic fauna and flora could give an indication of state of health of the study area.

Key-words*: biotic map, biodiversity, line-transect, visual census.*

Introduzione

Dopo la costruzione di un porto turistico a Nord della Città di Piombino, l'Amministrazione Comunale ha voluto avere un quadro generale della situazione in atto nelle acque costiere del Comune.

Materiali e metodi

Dopo una prima identificazione dell'area di campionamento (Fig. 1) effettuata tramite foto aeree dell'area stessa, sono stati localizzati con l'utilizzo di GPS e bussola 16 transetti, identificati con numerazione progressiva da 1 a 16 da Nord a Sud, distribuiti ad intervalli di 500 m lungo la linea di costa. Percorrendo con ARA i singoli transetti lungo il profilo batimetrico (Giaccone e Sortino, 1974) si è provveduto ad identificare le specie cospicue presenti annotando su lavagnetta le specie osservate e la loro abbondanza (Bianchi *et al*., 1991; Harmelin-Vivien *et al*., 1975), annotando la profondità misurata ogni 100 metri; inoltre, laddove l'identificazione delle specie tramite visual census fosse apparsa dubbia, sono stati effettuati campionamenti di flora e fauna per la successiva osservazione e determinazione in laboratorio.

Risultati

I fondali interessati dai transetti iniziano con una costa rocciosa a cui fa seguito sabbia con *Posidonia oceanica* (L.) Delile a chiazze e rocce sparse fino al transetto n°10.

La P. oceanica si presenta, dal transetto 1 al transetto 8, a macchie sparse fino a 300-350 m da riva per poi diventare una prateria vera e propria. Il transetto 9 è interessato da sabbia e rocce sparse, mentre dal 10 a 16 la sabbia si alterna al fango. Dal 12 al 16 si trovano chiazze di *Caulerpa prolifera* (Forssk.) Lam. e *Cymodocea nodosa* (Ucria) Asch. Nei transetti 3 (ad una profondità di –3 m), 6 (ad una profondità di –2 m), 15 e 16 (entrambe ad una profondità di –2 m) si sono trovate le formazioni rocciose piane conosciute con il nome di panchine colonizzate da alghe fotofile. Nel transetto 6 si

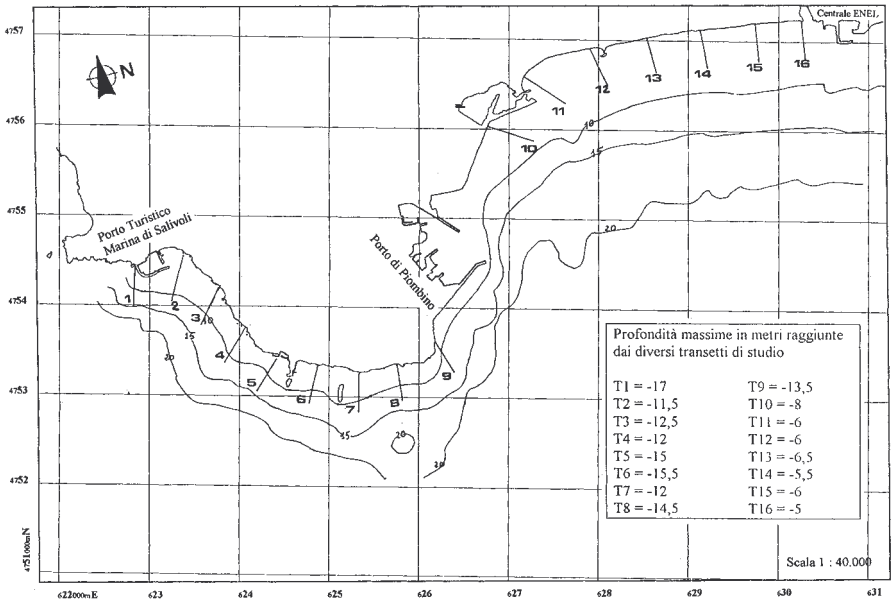


Fig. 1 - Localizzazione della zona di campionamento.
Localisation of sampling zone.

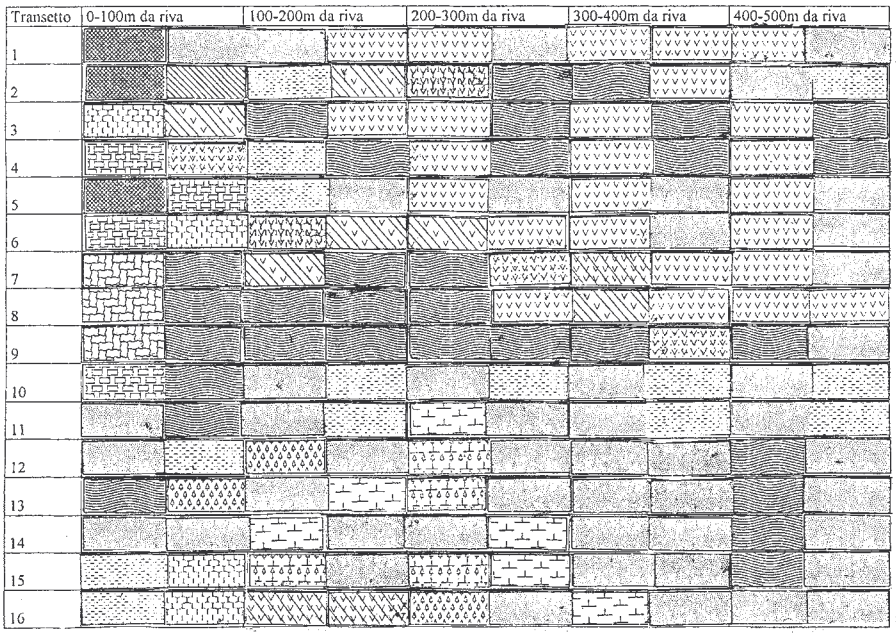


Fig. 2 - Schema del tipo di fondale incontrato lungo i transetti.
Representation of the biocoenotic data for the coastal bottoms from Salivoli to Torre del Sale.

Tab. 1 - Specie rinvenute durante i campionamenti.
Species found during sampling.

				TRANSETTI														
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
	PORIFERA																		
RCEO	*Agelas*	*oroides*	(Schmidt)	x	x				x				x						
RCEO	*Anchinoe*	*tenacior*	Topsent	x	x														
RCEO	*Cacospongia*	*scalaris*	Schmidt				x												
RCEO	*Crambe*	*crambe*	(Thiele)	x	x		x	x	x				x						
HP	*Oscarella*	*lobularis*	(Schmidt)				x												
RCEO	*Petrosia*	*ficiformis*	Poiret				x		x										
RIHC	*Spirastrella*	*cunctatrix*	Schmidt				x												
RCEO	*Spongia*	*officinalis*	L.	x	x		x	x	x										
	CNIDARIA																		
	Cl. ANTHOZOA																		
RMI	*Actinia*	*cari*	Delle Chiaje		x														
RMS	*Actinia*	*equina*	Linneo		x														
RIPB	*Aiptasia*	*mutabilis*	(Gravenh.)	x			x	x	x										
RMI	*Anemonia*	*sulcata*	(Pennat)	x	x	x		x	x										
SVMC	*Cerianthus*	*membranaceus*	(Spall.)		x			x	x				x						
C	*Cladocora*	*cespitosa*	(Linneo)				x		x				x						
	Cl. HYDROZOA																		
HP	*Aglaophenia*	*pluma*	Linneo					x											
	Ph. ANELLIDA																		
	Cl. POLYCHAETA																		
DC	*Protula*	*tubularia*	(Mont.)				x	x	x				x						
DC	*Sabella*	*pavonina*	Sav.	x				x											
C	*Serpula*	*vermicularis*	Linneo										x						
DC	*Spirographis*	*spallanzani*	Viviani	x	x			x	x										
	PH. MOLLUSCA																		
	Cl. BIVALVIA																		
RMI	*Anomia*	*ephippium*	Linneo					x	x										
RMI	*Arca*	*noae*	(Linneo)	x				x	x										
RMI	*Modiolus*	*barbatus*	(Linneo)	x															
RMS	*Mytilus*	*galloprovincialis*	Lam	x				x	x										
RMS	*Ostrea*	*edulis*	Linneo	x				x	x										
SFBC	*Pinna*	*nobilis*	Linneo	x															
	Cl. GASTROPODA																		
RS	*Littorina*	*neritoides*	(Linneo)		x			x											
RMS	*Monodonta*	*turbinata*	(Born)		x			x	x										
RS	*Patella*	*caerulae*	Linneo		x			x	x				x						
RS	*Patella*	*rustica*	Linneo		x			x	x				x						
RMI	*Trunculariopsis*	*trunculus*	(Linneo)			x		x	x										
	Cl. CEPHALOPODA																		
RMI	*Octopus*	*vulgaris*	Cuv.																
SFBC	*Sepia*	*officinalis*	Linneo					x	x										
	Ph. ARTHROPODA																		
	Cl. CRUSTACEA																		
SFBC	*Diogenes*	*pugilator*	(Roux)					x											
RMS	*Pachygrapsus*	*marmoratus*	(Fabr.)		x			x	x										
RMI	*Eriphia*	*verrucosa*	(Forssk.)		x			x	x										
	Ph. TUNICATA																		
	Cl. ASCIDIACEA																		
RIPC/o	*Halochynthia*	*papillosa*	Linneo	x															
	Ph. ECHINODERMATA																		
	Cl. ASTEROIDEA																		
SFHN	*Astropecten*	*spinulosum*	(Philippi)	x	x								x						
RMI	*Echinaster*	*sepositus*	Gray			x	x	x	x										
	Cl. HOLOTHUROIDEA																		
SFS	*Holothuria*	*tubulosa*	Gmelin			x	x	x	x										
	Cl. ECHINOIDEA																		
RCEO	*Arbacia*	*lixula*	(Linneo)			x							x						
RCEO	*Paracentrotus*	*lividus*	Lam.	x		x	x	x	x				x						
	SubPh. VERTEBRATA																		
	Cl. OSTEICHTYES																		
	Fam. POMACENTRIDAE																		

Segue Tab. 1

HP	*Chromis*	*chromis*	(Linneo)	x	x	x	x	x	x				x						
	Fam. SERRANIDAE																		
RIPC	*Serranus*	*scriba*	(Linneo)	x		x	x	x	x				x						
RIPC	*Serranus*	*cabrilla*	(Linneo)	x	x	x	x	x	x										
	Fam. TRIGLIDAE																		
SVCM	*Dactylopterus*	*volitans*	Linneo					x											
	Fam. MULLIDAE																		
RIPC	*Mullus*	*surmuletus*	Linneo	x	x	x	x	x	x				x						
	Fam. SPARIDAE																		
RIPC	*Boops*	*boops*	(Linneo)	x				x											
RIPC	*Boops*	*salpa*	(Linneo)	x		x	x	x	x				x					x	
C	*Dentex*	*dentex*	(Linneo)	x															
RIPC	*Diplodus*	*annularis*	(Linneo)	x	x	x	x	x	x				x						
RIPC	*Diplodus*	*sargus*	(Linneo)	x	x	x	x	x	x										
RIPC	*Diplodus*	*vulgaris*	(Geoffr.)	x	x	x	x	x	x				x						
RIPC	*Oblada*	*melanura*	(Linneo)	x	x	x	x	x					x						
SVMC	*Pagellus*	*erythrinus*	(Linneo)		x								x						
SFBC	*Pagellus*	*mormyrus*	(Linneo)	x				x											
RIPC	*Sparus*	*auratus*	(Linneo)	x															
	Fam. CARANGIDAE																		
	Lichia	*glauca*	(Linneo)					x											
	Lichia	*amia*	(Linneo)			x													
	Seriola	*dumerilii*	(Risso)								x								
	Fam. MAENIDAE																		
HP	*Maena*	*maena*	(Linneo)	x		x	x												
	Fam. LABRIDAE																		
HP	*Coris*	*julis*	(Linneo)	x	x	x	x	x	x				x						
RIHC	*Crenilabrus*	*melanocerus*	Risso		x	x	x	x	x										
RIPC/c	*Crenilabrus*	*ocellatus*	(Forsk.)	x															
RIHC	*Crenilabrus*	*quinquemaculatus*	(Bloch & Schn.)	x		x		x											
RIPC	*Crenilabrus*	*scina*	(Forsk.)				x												
HP	*Crenilabrus*	*tinca*	(Brunn)	x	x	x	x	x					x						
HP	*Labrus*	*turdus*	Linneo	x		x	x	x											
RIPC	*Thalassoma*	*pavo*	Cuv. & Val					x											
	Fam. GOBIIDAE																		
SGCF	*Gobius*	*niger o jozo*	(Linneo)		x								x						
SFBC	*Gobius*	*bucchicchii*	Steind.	x	x		x	x	x				x						
	Fam. SCORPAENIDAE																		
RCEO	*Scorpaena*	*porcus*	Linneo	x					x										
	Fam. BLENNIDAE																		
RIPT	*Blennius*	*gattoruggine*	Brunn	x	x			x	x										
RMS	*Blennius*	*pavo*	Risso		x			x	x										
RMI	*Blennius*	*sanguinolentus*	Pall.										x						
RMI	*Blennius*	*sphinx*	Cuv & Val.	x				x	x										
	Fam. TRIPTERYGIIDAE																		
RMS	*Tripterygion*	*tripteronotus*	(Risso)										x						
	Fam. APOGONIDAE																		
GSO	*Apogon*	*imberbis*	(Linneo)	x			x												
	Fam. MURAENIDAE																		
RIHC	*Muraena*	*helena*	Linneo	x															
	Fam. MUGILIDAE																		
	Mugil	*cephalus*	Cuv.		x			x					x						
	Fam. ATHERINIDAE																		
	Atherina	*hepsetus*	(Linneo)				x												
	Fam. BOTHIDAE																		
SFBC	*Platophrys*	*podas*	(Delar)		x		x		x										
	Fam. BELONIDAE																		
	Belone	*belone*	(Brunn)							x									
	Ph. SPERMATOPHYTA																		
	SubPh. ANGIOSPERMAE																		
	Cl. MONOCOTYLEDONEAE																		
SFBC	*Cymodocea*	*nodosa*	(Ucria) Asch.		x								x		x	x	x	x	x
HP	*Posidonia*	*oceanica*	L. (Delile)	x	x	x	x	x	x	x	x								x
	ALGHE																		
	Cl. CHLOROPHYCEAE																		
RIPC/o	*Acetabularia*	*acetabulum*	(L.) Silva		x			x	x	x									

Segue Tab. 1

SVMC	*Caulerpa*	*prolifera*	(Forssk.)	x	x	x	x			x			x		x	x		x	x
SVMC	*Caulerpa*	*racemosa*	Forssk.			x		x			x								
RIPC/o	*Chaetomorpha*	*aerea*	(Dillwyn)Kutz.		x	x				x									
RCEO	*Cladophora*	*coelotrix*	Kutzing	x			x												
RCEO	*Cladophora*	*prolifera*	(Roth) Kutz.			x	x	x	x	x	x								
RIPC/o	*Codium*	*bursa*	(L.) C.Ag.	x	x	x		x	x	x	x	x							
RCEO	*Codium*	*vermilara*	(Olivi) D. Chi.			x		x	x	x		x							
RIPC/o	*Dasycladus*	*claeviformis*	(Roth)				x												
RCEO	*Flabellia*	*petiolata*	(Turra) Niz.	x	x	x	x	x	x	x	x	x							
RCEO	*Halimeda*	*tuna*	(Ellis&Sol.) Lam	x				x	x	x	x	x	x						
RCEO	*Palmophyllum*	*crassum*	(Nacc.)Raben					x	x										
RIPC/o	*Penicillus*	*capitatus*	Lamarck					x											
	Pseudochlorodesmis	*furcellata*	(Zan.)Borg.	x				x	x										
	Cl. PHAEOPHYCAEA																		
RIPC/o	*Cystoseira*	*compressa*	Ger e Nizzam.							x									
RIPC/o	*Dictyopteris*	*polypodioides*	(De Can.)Lam.						x			x							
RIPC/o	*Dictyota*	*dichotoma*	(Hudson)	x		x	x	x	x	x	x	x							
RIPC/o	*Dictyota*	*linearis*	(C.Agard)Grev.	x				x		x									
RCEO	*Halopteris*	*filicina*	(Grat.Kutz.				x	x	x										
RIPC/o	*Halopteris*	*scoparia*	(L.) Savageau		x	x	x		x	x	x	x							
RIPC/o	*Padina*	*pavonica*	(L.) Lam.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x						
RCEO	*Taonia*	*atomaria*	(Woodw)				x				x								
	Cl. RHODOPHYCEAE																		
RCEO	*Acrothamnion*	*preissii*	(Sonder) Woll.	x	x		x	x	x	x	x								
RIPC/o	*Botryocladia*	*botryoides*	(Wulf.)									x							
RIPC)o	*Chondria*	*capillaris*	(Hud.) Wynne	x							x								
RIPC/o	*Corallina*	*elongata*	Ellis et Sol.									x							
RIPC/o	*Corallina*	*mediterranea*	Aresc.					x	x			x	x						
RCEO	*Cryptonemia*	*lomation*	(Bert.)J.Ag.						x										
RIPC/o	*Gelidium*	*pusillum*	(Stack.)Le Jol.						x										
RIPC/o	*Halopitys*	*incurvus*	(Hud.) Batters						x										
RIPC/o	*Heterosiphonia*	*secunda*	(C.Ag.)Amb.				x					x							
RIPC/o	*Heterosiphonia*	*crispella*	(C.Ag.)Wy.						x	x		x							
RIPC/o	*Hildebrandia*	*prototipus*	Nardo										x						
RIPC/o	*Jania*	*rubens*	(L.)Lam.				x	x	x	x	x								
RIPC/o	*Laurencia*	*obtusa*	(Hud.) Lam.					x		x									
RIPC/o	*Laurencia*	*chondrioides*	Borg.				x		x			x							
RCEO	*Lithophyllum* sp.							x	x										
RCEO	*Neurocaulon*	*foliosum*	(Men.)Zan.								x								
RCEO	*Peyssonnelia*	*rosa-marina*	Boud.et Den.	x															
RCEO	*Peyssonnelia*	*rubra*	(Grev.)J.Aga.				x												
RCEO	*Peyssonnelia*	*squamaria*	(Gme.)Dec	x		x	x	x	x	x	x	x							
RIPC/o	*Polysiphonia* sp.				x														
RCEO	*Pseudolitophyllum*	*espansum*	(Phil.)Lem.					x	x	x		x	x						
RCEO	*Rhodophyllis*	*divaricata*	(Stack.)Pap.						x										
RCEO	*Rhodymenia*	*ardissonei*	J.Feld.				x	x											
RCEO	*Sphaerococcus*	*coronopifolius*	Stackh				x		x										
RIPC/c	*Titanoderma*	*pustulatum*	(Lam)Nag.					x											
RCEO	*Womersleyella*	*setacea*	(Holl.)R.E. Nor.	x			x				x								

osserva un'estensione della panchina di 6 m di larghezza per 2,5 m di lunghezza, nel transetto 15 la formazione si estende per 4 m in larghezza e per 8,5 m in lunghezza, mentre nel 16 si hanno 3 m di larghezza per 7,5 m di lunghezza.

Riportiamo in Tab. 1 la lista faunistica delle specie con la localizzazione per transetto di rinvenimento e l'annotazione simbolica della biocenosi bentonica (Meinesz *et al.,* 1983; Pérès et Picard, 1964) di appartenenza di ogni singola specie. Interessante è la presenza di *Caulerpa racemosa* Forssk in tre transetti (tr. 3-5-8) seppure in quantitativi modesti. Questa alga alloctona è stata rilevata nel transetto 3 ad una profondità di –5 m e con una estensione di circa 10 m^2, nel transetto 5 a –6 m, estesa per circa 8 m^2, mentre nel transetto 8 è stata rilevata con una estensione di 16 m^2 e ad una profondità di –10 m.

Discussione e conclusioni

Le specie bentoniche determinate sono quelle previste per la tipologia dei substrati di insediamento con uno stato di buona salute dei fondali (Ros e Gili, 1984). In particolare nel transetto 1, la presenza di molte specie animali che prediligono ambienti esenti da inquinamento *Apogon imberbis* (L.), *Pinna nobilis L., Thalassoma pavo* Cuv. e Val., è legata, presumibilmente, alla posizione più esposta al mare aperto che questo transetto ha rispetto agli altri, posizione che favorisce la limpidezza e la buona qualità dell'acqua. Lungo il transetto 4 si è evidenziato un popolamento tipico della praterie a *Posidonia oceanica* L. (Delile), nonostante che quest'ultima sia piuttosto rada, ma presente a partire da pochi metri dalla riva e per tutta l'estensione del transetto dalla profondità di –2 m fino a –12 m. La cospicua varietà di animali filtratori (spugne, anellidi tubicoli, molluschi ecc.) in certe zone (trans. 5-6) fa intuire che l'area sia ricca di sostanze organiche in sospensione (scarichi urbani). Nell'area è stata anche trovata *Caulerpa racemosa*, un'alga tropicale mai segnalata lungo queste coste.

Molto diversa è la situazione nella fascia costiera che va dal transetto 11 al transetto 16, dove i fondali ed il litorale prospiciente si presentano omogeneamente privi di specie cospicue.

Ringraziamenti

Si ringrazia: la Capitaneria di Porto ed i Vigili del Fuoco di Piombino per il supporto dato durante la fase di campionamento; il Prof. Gianfranco Sartoni, Dipartimento di Biologia Vegetale, Università di Firenze, per aver determinato le alghe sottoposte alla sua attenzione.

Bibliografia

BIANCHI C.N., COCITO S., MORRI C., SGORBINI S. (1991) - Rilevamento bionomico subacqueo. Lezioni del Corso Formativo per Ricercatore Scientifico Subacqueo. Pisa, I.S.S.D.: 67-83.

GIACCONE G., SORTINO M. (1974) - Zonazione della vegetazione marina delle isole Egadi (canale di Sicilia). *Lav. Ist. Bot. Giard. Col. Palermo*, **25**: 166-183.

HARMELIN-VIVIEN M.L., HARMELIN J.G. (1975) - Présentation d'une méthode d'evaluation in situ de la faune ichtyologique. *Trav. sci. Parc nation. Port. Cros*, **1**: 47-52.

MEINESZ A., BOUDOURESQUE C.F., FALCONETTI C., ASTIER J.M., BAY D., BLANC J.J., BORCIER M., CINELLI F., CIRIK S., CRISTIANI G., DI GERONIMO I., GIACCONE G., HARMELIN J.G., LAUBIER L., LOVRIC A.Z., MOLINIER R., SOYER J., VAMVAKAS C. (1983) – Normalisation des symboles pour la représentation e la cartographie des biocénoses benthiques littorales de Méditerranée. *Ann. Inst. Océanogr. Paris*, **59** (2): 155-172.

PÉRÈS J.M., PICARD J. (1964) – Nuoveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. D' Endume*, **31**: 47 pp.

ROS J., GILI J.M. (1984) - L'estudi de les comunitats bentòniques de les illes Medes: metodologia i relació de mostres. In: J.D. Ros, I. Olivella, J.M. Gili (eds), *Els sistemes naturals de les illes Mede*s. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona: 619-636.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 596-599

F. Bertozzi[1], M. Virgilio, M. Abbiati

Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali in Ravenna
Via Tombesi dall'Ova, 55 - 48100 Ravenna, Italia.

STRUTTURA GENETICA DI *FICOPOMATUS ENIGMATICUS* (FAUVEL) IN TRE BACINI SALMASTRI DELLE COSTE ITALIANE

GENETIC STRUCTURE OF FICOPOMATUS ENIGMATICUS *(FAUVEL) IN THREE BRACKISH HABITATS OF THE ITALIAN COASTS*

Abstract

Allozyme electrophoresis on cellulose acetate was used to characterise genetic variation within and among populations of Ficopomatus enigmaticus *(Fauvel) (Polychaeta: Serpulidae). Samples were collected from three separated brackish habitats along the Italian coasts. Twenty three loci were analysed. Low values of intra- population genetic variability were found. Reduced levels of genetic divergence among samples were also observed, in contrast to the high degree of inter-population morphological differentiation reported in the literature.*

Key-words: Ficopomatus enigmaticus, *allozyme electrophoresis, brackish habitats, genetic variability, differentiation.*

Introduzione

Ficopomatus enigmaticus (Fauvel) è un serpulide tipico di ambienti salmastri che vive su substrati duri di diversa natura. La specie ha origine subtropicale (Fornós *et al.*, 1997) ed è stata rilevata nel bacino mediterraneo in tempi relativamente recenti (Fauvel, 1923). Questa specie riveste un importante ruolo ecologico formando scogliere organogene che permettono l'insediamento di organismi tipici dei fondi duri (briozoi, balanidi, idroidi, molluschi bivalvi, ecc.) (Bianchi e Morri, 1996). *F. enigmaticus* ha un accrescimento tipicamente stagionale: durante i mesi invernali la specie sopravvive in piccoli aggregati isolati mentre nel periodo estivo forma banchi che possono raggiungere l'estensione di alcuni metri quadrati (Aliani *et al.*, 1995). Vari autori hanno studiato la distribuzione (Fornós *et al.,* 1997; Bianchi e Morri, 1996) e l'ecologia di *F. enigmaticus* (Cognetti, 1954; Aliani *et al.*, 1995). Cognetti (1953) ha analizzato l'elevata variabilità che caratterizza la morfologia delle spine opercolari, ipotizzando un controllo di tipo genetico o ambientale. Il presente lavoro ha lo scopo di studiare la struttura genetica della popolazione di *F. enigmaticus* del canale dello Scolmatore (LI), di quantificarne il grado di differenziamento rispetto ad altre popolazioni e di valutare se alla variabilità morfologica descritta in letteratura corrisponda una effettiva differenziazione genetica tra popolazioni di diversi habitat.

Materiali e metodi

L'analisi genetica è stata condotta mediante elettroforesi degli allozimi su acetato di cellulosa. Partendo da un pool iniziale di 22 sistemi enzimatici ne sono stati messi a punto 15 (α*GPD, ALD, FDH, FH, FK, HBDH, HK, IDH, LDH, MDH, ME, PGD, PGI, PGM, SDH*); corrispondenti a 23 loci. È stato analizzato un campione di circa 90

[1] fbertozzi@ambra.unibo.it.

individui prelevato lungo gli argini del canale artificiale Scolmatore (LI). Per avere una stima della variabilità genetica della popolazione sono stati calcolati i livelli di polimorfismo, l'eterozigosità stimata e attesa. Le deviazioni dall'equilibrio di Hardy-Weinberg sono state verificate applicando il test del chi-quadro. Inoltre, per avere una stima della divergenza genetica, è stato fatto un confronto tra i dati della popolazione dello Scolmatore (LI) e quelli ottenuti da altre 2 popolazioni in corso di analisi (S.Giusta - OR, 56 individui e Valle Smarlacca - RA, 29 individui). L'analisi dei campioni provenienti da S. Giusta (OR) è stata eseguita utilizzando materiale conservato a –80°C che tuttavia ha fornito risultati qualitativamente inferiori. Per questo motivo, lo studio del differenziamento tra le popolazioni è stato condotto utilizzando un pool di 8 loci (*IDH1, IDH2, FK, MDH1, MDH2, ME, PGD, PGM*) che hanno fornito zimogrammi chiaramente interpretabili nelle tre popolazioni. Su questa base è stata calcolata la matrice della distanza genetica di Nei (1978) e costruito un dendrogramma con il metodo di clusterizzazione UPGMA. Le analisi statistiche sono state effettuate utilizzando il programma GENETIX (University of Montpellier, 1999).

Risultati

Nella popolazione dello Scolmatore (LI) il numero medio di alleli per locus è risultato essere di 1.57 (S.E. = 0.15). Dei 23 loci analizzati, 9 sono risultati polimorfici secondo il criterio del 99% e 5 secondo il criterio del 95% (corrispondenti rispettivamente al 39.1% e al 21.7%). L'eterozigosità per locus osservata presenta un valore medio H_{oss} = 0.051 (S.E. = 0.023), i valori più alti sono stati osservati per i loci *SDH2* (H_{loss} = 0.367) e *FH* (H_{loss} = 0.316). In 8 dei 9 loci polimorfici il test del chi-quadro ha evidenziato un deficit di eterozigoti altamente significativo. Il valore della distanza genetica di Nei (1978) tra le popolazioni dello Scolmatore (LI) e di S. Giusta (OR) risulta prossimo allo zero (D_N = 0.0003), mentre la popolazione di Valle Smarlacca (RA) appare relativamente differenziata (D_N = 0.0077) (Fig. 1). L'analisi delle frequenze alleliche dei loci comuni alle tre popolazioni analizzate ha messo in evidenza la presenza di

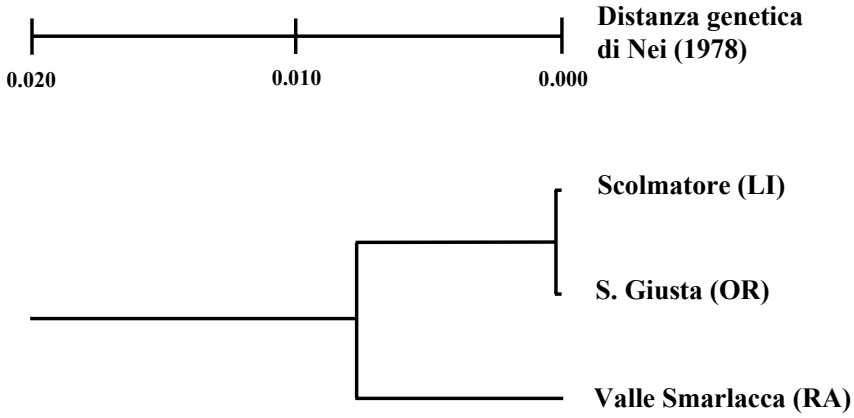


Fig. 1 - Dendrogramma delle distanze genetiche di Nei (1978) tra le popolazioni di *Ficopomatus enigmaticus.*

Dendrogram of Nei's (1978) genetic distance among Ficopomatus enigmaticus *populations.*

un solo allele privato (*PGD*^{102}) esclusivo della popolazione di Valle Smarlacca (RA).

Conclusioni

Secondo questa prima stima, la variabilità genetica della popolazione di *F. enigmaticus* dello Scolmatore (LI) risulta essere ridotta, come emerge dai bassi valori di eterozigosità media. I valori misurati sono comparabili con quelli di altre specie di policheti di ambiente salmastro come *Neanthes succinea* (Abbiati e Maltagliati, 1992) o *Hediste diversicolor* (Abbiati e Maltagliati, 1996). Una ridotta variabilità genetica è, secondo i più diffusi modelli interpretativi, tipica di ambienti imprevedibili nei quali gli individui con un genotipo ad elevata flessibilità risultano selettivamente avvantaggiati (Cognetti, 1994). La presenza degli stessi alleli dominanti negli 8 loci analizzati, di un unico allele privato nella sola popolazione di Valle Smarlacca (RA) e dei bassi valori di distanza genetica mettono in evidenza come le tre popolazioni analizzate risultino geneticamente molto simili tra loro. Questo risultato contrasta con quanto osservato in altre specie di policheti di ambienti salmastri caratterizzate dalla presenza di popolazioni altamente differenziate (Cognetti, 1994). La distanza geografica che separa le popolazioni analizzate e l'elevata selettività descritta per gli habitat salmastri (Cognetti e Maltagliati, 2000) non sembrerebbero in questo caso favorire il differenziamento di popolazioni locali e farebbero supporre un elevato potenziale di dispersione larvale della specie o la presenza di fattori selettivi omogeneizzanti. Inoltre, i risultati ottenuti inducono a ritenere che all'elevata variabilità morfologica descritta in letteratura tra popolazioni di diversi ambienti salmastri (Cognetti, 1953, 1954), non corrispondano elevati livelli di variabilità e differenziazione genetica. In questo caso la variabilità morfologica potrebbe essere attribuita a fenomeni di plasticità fenotipica legata a fattori ambientali (Sheiner, 1993). I dati riportati, tuttavia, vanno considerati come preliminari a causa dell'esiguo numero di individui e di loci per ora analizzati. Ulteriori studi che prendono in considerazione un numero più elevato di popolazioni, sono attualmente in corso per definire con maggior dettaglio i livelli di variabilità e differenziazione genetica della specie.

Ringraziamenti

Questo lavoro ha preso spunto dagli studi condotti dal Prof. Giuseppe Cognetti sulle strategie adattative dei policheti di ambiente salmastro. Si ringraziano il Prof. Alberto Castelli e il Dott. Marco Casu per l'indispensabile aiuto fornito durante i campionamenti a S. Giusta (OR), la Dott.ssa Laura Camilli per i consigli e la disponibilità dimostrata durante la messa a punto delle metodiche, i due anonimi revisori per gli utili suggerimenti.

Bibliografia

ABBIATI M., MALTAGLIATI F. (1992) – Genetic population structure of *Neanthes succinea* (Polychaeta: Nereididae). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.,* **72**: 511-517.

ABBIATI M., MALTAGLIATI F. (1996) – Allozyme evidence of genetic differentiation between populations of *Hediste diversicolor* (Polychaeta: Nereididae) from the western Mediterranean. J. *Mar. Biol. Ass. U.K.*, **76**: 637-647.

ALIANI S., BIANCHI C.N., DE ASMUNDIS C., MELONI R. (1995) - Scanning electron microscope observations on the tube of the reef-forming serpulid *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel) (Annelida, Polychaeta). *Boll. Zool*., **62**: 363-367.

BIANCHI C.N., MORRI C. (1996) - *Ficopomatus* 'reefs' in the Po river delta (northern Adriatic): their constructional dynamics, biology, and influences on the brackish water biota. P.S.Z.N. *Mar. Ecol.,* **17** (1-3): 51-66.

COGNETTI G. (1953) – Variazioni delle spine opercolari in nuove stazioni di *Mercierella enigmatica* Fauvel (Polychaeta, Serpulidae) sulla costa toscana. *Atti Soc. tosc. Sci. nat.,* Mem. ser. B, **60**: 36-40.

COGNETTI G. (1954) - Forme della *Mercierella enigmatica* Fauvel nella nuova stazione del Lago di Patria. *Boll. Zool*., **21**: 41-44.

COGNETTI G. (1994) - Colonisation of brackish waters. *Mar. Pollut. Bull*., **28**: 583-586.

COGNETTI G., MALTAGLIATI F. (2000) – Biodiversity and adaptive mechanisms in brackish water fauna. *Mar. Pollut. Bull*., **40**: 7-14.

FAUVEL P. (1923) - Un nouveau serpulien d'eau saumatre: *Mercierella* n.g. *enigmatica* n.sp. *Bull. Zool. France*, **47**: 424-430.

FORNÓS J.J., FORTEZA V., MARTÍNEZ TABERNER A. (1997) - Modern polychaete reefs in western mediterranean lagoons: *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel) in the Albufera of Menorca, Balearic Islands. *Palaeogeogr. Palaeocl*., **128**: 175-186.

NEI M. (1978) - Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. *Genetics*, **89**: 583-590.

SHEINER S.M. (1993) - Genetics and evolution of phenotypic plasticity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.,* **24**: 35-68.

UNIVERSITY OF MONTPELLIER (1999) - GENETIX 4.0. Laboratoire Genome Populations, Interactions. Montpellier.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 600-604

M.C. Buia, M.C. Gambi, F. Badalamenti *

Laboratorio di Ecologia del Benthos, Stazione Zoologica "A. Dohrn" di Napoli,
Punta S. Pietro - 80077 Ischia, Napoli, Italia.
* Laboratorio di Biologia Marina, CNR, IRPA, Castellammare del Golfo, Trapani, Italia.

MORPHO-CHRONOLOGICAL OBSERVATIONS ON SEEDLINGS AND JUVENILE SHOOTS OF *POSIDONIA OCEANICA* (L.) DELILE COLLECTED "*IN SITU*" IN VARIOUS COASTAL AREAS

OSSERVAZIONI MORFO-CRONOLOGICHE SU GERMOGLI E GIOVANI PIANTE DI POSIDONIA OCEANICA *RACCOLTE* IN SITU *IN ALCUNE AREE COSTIERE*

Abstract

Morpho-chronological observations were carried out on seedlings and juvenile plants of Posidonia oceanica *(L.) Delile (Monocotyledones) collected in situ in different areas along the Italian coasts. Seedlings of different age, collected at Ustica and Ischia islands (Tyrrhenian Sea) and at Taranto (Ionian Sea), showed high phenological variability. Juveniles shoots of different age collected at Favignana island (1 year old) and Ustica (2 years old) showed a wide and comparable range of scale thickness (0.12-1.31 mm), and the first evidence of the beginning of the lepidochronological cycle, detectable in the 2-years-old shoots.*

Key-words: Posidonia oceanica*, flowering, seedlings, phenology, lepidochronology.*

Introduction

In the last decade there was an increasing of records of flowering and fruiting events of *Posidonia oceanica* (L.) Delile along the Italian coasts (Balestri *et al*., 1998 a). These records are probably related to the general warming trend observed in the Mediterranean, both at local and basin scale (Astraldi *et al.*, 1995). However, germination is still considered a rather exceptional event, and morphological features of seedlings *in situ* has been reported relatively few times (Buia and Piraino, 1989; Gambi *et al.*, 1996; Piazzi *et al.*, 1996; Gambi and Guidetti, 1998; Balestri *et al.*, 1998 a). Only in recent years more attention has been paid to *P. oceanica* seed settlements, in relation also to the potential that sexual reproduction may have for the genetic structure of this seagrass and gene flow among different populations (Procaccini and Mazzella, 1998), and for the possibility of seedling transplantations to restore meadows (Balestri *et al*., 1998 b).

The aims of the present paper are to add new records on occurrence and morphology of *P. oceanica* seedlings, recorded *in situ* at various sites along the Italian coasts, and to provide the first data on lepidochronology of juvenile plants, in order to detect if the pattern of cyclic variation in scale thickness, typical of adult shoots, occurs even during this early phase of the life history. Scale thickness in adult shoots shows annual cyclic variations (Pergent *et al*., 1989) commonly attributed to environmental or internal factors (Pergent-Martini and Pergent, 1994), but no data were available for juvenile plants.

Materials and methods

Seedlings of *P. oceanica* were sampled at different sites at the island of Ustica in September 1997, and in a single site at the island of Ischia in June 1998 (Punta

Caruso). Along the coast near Taranto (Lama, Ionian Sea) seedlings were observed ashore in June 1999. At each sites a number varying from 5 to 20 seedlings were measured for the main morphological features. A group of juvenile shoots were sampled at Favignana in 1995 (about 40 shoots), and were about 1-year-old (Gambi and Guidetti, 1998). A second group of young plants was collected at Ustica, deriving from seedlings observed in 1997, and sampled in 1998 (about 1-year-old, 5 shoots) and 1999 (about 2-years-old, 20 shoots). 27 shoots at Favignana (different from those reported in Gambi and Guidetti, 1998) and 20 at Ustica (only shoots collected in 1999) were measured for phenology; 17 shoots at Favignana and 16 at Ustica were suitable also for the lepidochronological analysis. The scales of each shoot were carefully detached from the rhizome according to their insertion rank; scale thickness was measured by an electronic calliper in the central portion of the scale at about 10 mm from its attachment point (Pergent *et al*., 1989). Statistical differences between seedlings of different areas and between juveniles shoots were tested by one-way ANOVA.

Results and discussion

The phenological features of the collected seedlings are shown in Tab. 1, while morpho-chronological characteristics of juvenile shoots are reported in Tab. 2.

Seedlings at Ustica derived from a flowering observed in winter in the deep stands off the island (Buia *et al*., 1999). Seedlings were settled from 0.5 to 15 m depth on hard bottom covered by photophilous algae at Punta dell'Arpa and Punta Gavazzi, while were settled among small stones and pebbles at Cala Parrino. At Ischia (Punta Caruso), seedlings were settled from 2 to about 10 m depth on hard substrata. A year later, in May 1999, several seedlings have been recorded on a beach, near the Castello Aragonese (Buia, pers. observ.). It can be hypothesized that these seedling events, never recorded before at Ischia, could be somehow related to the temperature increase observed in these last years also in the Gulf of Naples (Mazzocchi and Ribera d'Alcalà, 1995).

Tab. 1 - Mean values (st. dev.) of phenological variables of the analyzed *Posidonia oceanica* seedlings.

Medie (e d.s.) delle variabili fenologiche dei germogli di Posidonia oceanica *studiati.*

Locations	Ustica 1997 Punta Arpa	Ustica 1997 Cala Parrino	Ustica 1997 Punta Gavazzi	Ischia 1998 Punta Caruso	Taranto 1999 Lama
Depth range (m)	2-15	2-5	2-5	2-10	ashore
No. of seedlings examined	20	8	5	20	15
Period of observation	September	September	September	June	June
Presumed age (months)	3	3	3	1	>1
leaf length (cm)	5.3 (2.3)	6.0 (2.9)	5.0 (2.2)	2.6 (1.7)	1.3 (0.7)
length of longest leaf (cm)	7.6 (1.1)	9.1 (2.0)	7.0 (1.1)	4.5 (0.9)	2.5 (0.3)
leaf width (cm)	0.59 (0.07)	0.55 (0.07)	0.53 (0.06)	0.3 (0.1)	0.28 (0.03)
no. leaf/shoot	7.8 (1.2)	6.6 (1.1)	7.8 (0.7)	7.2 (1.5)	7.6 (0.9)
leaves with eroded apex (%)	14	13.2	2.5	-	-
leaves with brown tissue (%)	5	15	15.3	-	-
scale number per shoot	6.2 (1.0)	4.8 (0.92)	6.0 (0.9)	-	-
no. leaves/shoot after germination	14.2 (2.0)	11.5 (0.70)	13.8 (1.6)	-	-
secondary root number	4.6 (1.4)	3.7 (0.6)	4.4 (0.8)	2.5 (0.6)	1.0 (0.8)
seed length (cm)	1.8 (0.2)	1.7 (0.2)	1.7 (0.5)	1.8 (0.2)	1.6 (1.1)

Finally, the large amount of seedlings collected ashore the coast off Taranto (Lama) represents the first record of both flowering and germination for the Ionian Sea.

Phenology of seedlings from the studied areas showed a relatively large variability of the main parameters (Tab. 1), due probably to different age and different collection depth and sites.

Juvenile shoots of Favignana and Ustica showed comparable phenological features, and only the leaf width showed significant differences (Tab. 2). Scale thickness ranged from 0.12 to 1.31 mm, and was comparable between the two groups of shoots. The scale thickness range and means measured in juveniles plants fall within the range of values recorded for scales of adult rhizomes (Pergent, 1990). A high variability characterizes the scale thickness in adult rhizomes, being this parameter strongly affected by depth, water movements and locality (Pergent, 1990).

Tab. 2 - Morpho-chronological features of the juvenile shoots of *Posidonia oceanica* collected in the study sites.

Caratteristiche morfo-cronologiche dei fasci giovanili di Posidonia oceanica *raccolti nei siti di studio.*

	Favignana (1995)		Ustica (1999)		
	mean	s.d.	mean	s.d.	ANOVA
No. of shoots examined	27		20		
leaf length (cm)	7.4	4.65	8.30	6.66	F= 0.30 n.s.
length of longest leaf (cm)	12.92	3.22	12.82	6.55	F= 0.00 n.s.
leaf width (mm)	6.57	1.18	5.60	0.85	F= 9.94 **
length of leaf bases (cm)	1.33	0.32	1.31	0.42	F= 0.03 n.s.
No. leaves per shoot	5.7	1.26	5.5	1.20	F= 0.30 n.s.
adult leaves (%)	53.2		55.4		
intermediate leaves (%)	16.2		18.2		
juvenile leaves (%)	30.5		26.3		
leaves with eroded apex (%)	39		39		
leaves with brown tissue (%)	33		33.6		
No of shoot examined for lepidochronology	17		16		
No. of scales per shoot	14.8	4.3	13.1	4.7	F= 1.18 n.s.
range of scale thickness (mm)	0.12-1.25		0.21-1.31		
scale thickness (mm)	0.65	0.21	0.62	0.22	F= 0.16 n.s.

** = significant $p<0.01$
n.s.= not significant

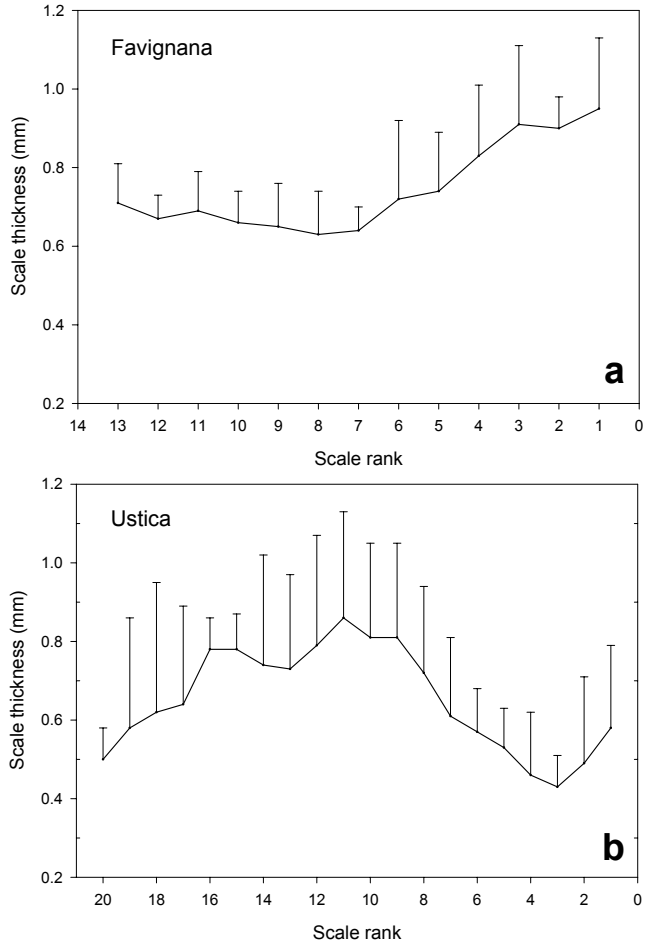


Fig. 1 - Mean trend of scale thickness in juvenile shoots of *P. oceanica* collected at Favignana (a) and at Ustica (b).

Andamento della media dello spessore delle scaglie nelle piante giovanili di P. oceanica *raccolte a Favignana (a) e ad Ustica (b).*

A common trend in scale thickness was observed in shoots collected at Favignana and at Ustica, the values of which were mediated and shown in Fig. 1. The 1-year-old shoots at Favignana showed quite constant values, and a clear increase in the last 4-5 scales. The 2-years-old shoots at Ustica showed a more typical cyclic trend with higher differences between minimum and maximum values. The different pattern between the two groups of plants can be attributed to shoot age. Scale thickness in younger plants may be more affected by internal factors, therefore no large thickness variation was observed. The pattern observed in 2-years-old shoots could be interpreted as the beginning of the typical annual cycle, and probably more dependent on environmental factors.

Conclusions

Both our results and literature data evidentiate the high variability in the morphology of *P. oceanica* seedlings, including scale thickness. Such a polymorphism is detectable also when seedlings of the same location (Ustica island), but collected at different depths, were compared, and has been also noted by Caye (1989) in specimens reared in laboratory conditions. These differences demonstrate the relatively high plasticity of seedlings.

Acknowledgement

We wish to thank Dr. Stefano Piraino for collection of seedlings along the Ionian coast.

References

ASTRALDI M., BIANCHI C.N., GASPARINI G.P., MORRI C. (1995) - Climatic fluctuations, current variability and marine species distribution: a case study in the Ligurian Sea (North-West Mediterranean). *Oceanol. Acta*, **18** (2): 139-149.

BALESTRI E., PIAZZI L., CINELLI F. (1998 a) - *In vitro* germination and seedling development of *Posidonia oceanica*. *Aquat. Bot*., **60**: 83-93.

BALESTRI E., PIAZZI L., CINELLI F. (1998 b) - Survival and growth of transplanted and natural seedlings of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in damaged coastal area. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., **228** (2): 209-225.

BUIA M.C., PIRAINO S. (1989) - Record of a *Posidonia oceanica* (L.) Delile seedling in the Egadi Island (Sicily, Italy). *Posidonia Newsl*., **2** (2): 19-22.

BUIA M.C., MAZZELLA L., GAMBI M.C., BRANDINI E., LORENTI M., PROCACCINI G., SCIPIONE M.B., TERLIZZI A., ZUPO V. (1999) - Preliminary data on epiphytic flora and vagile fauna of the *Posidonia oceanica* beds at the marine reserve of Ustica island (Sicily). *Biol. Mar Medit*., **6** (1): 240-242.

CAYE G. (1989) - Mise en evidence d'un polymorphisme sur des jeunes plants de *Posidonia oceanica*. In: Boudouresque C.F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. (eds), *International Workshop on Posidonia oceanica Beds*. *GIS Posidonie Publ*., **2**: 77-84.

GAMBI M.C., BUIA M.C., MAZZELLA L. (1996) - Record of a diffuse germination of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in the Central Adriatic Sea (Croatia). *Biol. Mar. Medit*., **3** (1): 467-470.

GAMBI M.C., GUIDETTI P. (1998) - Morphological observations on juvenile shoots of *Posidonia oceanica* (L.) Delile derived from seeds and germinated "*in situ*". *Biol. Mar. Medit.,* **5** (1): 549-552.

MAZZOCCHI M.G., RIBERA D'ALCALA M. (1995) - Recurrent patterns in zooplankton structure and succession in a variable coastal environment. *ICES J. mar. Sci*., **52**: 679-691.

PERGENT G. (1990) - Lepidochronological analysis in the seagrass *Posidonia oceanica*: a standardized approach. *Aquat. Bot*., **37**: 39-54.

PERGENT G., BEN MAIZ N., BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A. (1989) - The flowering of *Posidonia oceanica* over the past fifty years : a lepidochronological analysis. *Aquat. Bot*., **42**: 49-66.

PERGENT-MARTINI C., PERGENT G. (1994) - Lepidochrological analysis in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: state of the art and future development. *Oceanol. Acta*, **17** (6): 673-681.

PIAZZI L., ACUNTO S., BALESTRI E., CINELLI F. (1996) - Studio sulla sopravvivenza ed accrescimento in situ di germogli di *Posidonia oceanica* (L.) Delile: confronto tra germogli naturali e trapiantati. In: Virzo de Santo A., Alfani A., Carrada G.C., Rutigliano F.A. (eds), *Atti SItE*, **17**: 297-299.

PROCACCINI G., MAZZELLA L. (1998) - Population genetic structure and gene flow in the seagrass *Posidonia oceanica* assessed using microsatellite analysis. *Mar. Ecol. Progr. Ser*., **169**: 133-141.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 605-608

L. Cilenti, T. Scirocco, P. Breber, A. Spada*

Istituto per lo Studio degli Ecosistemi Costieri, CNR, Via Pola, 4 - 71010 Lesina, Foggia, Italia.
* Fac. di Econ., Università degli Studi di Foggia, Italia.

PRIMI RISULTATI SULLA COMPOSIZIONE DELLA MACROFAUNA BENTONICA DELLA LAGUNA DI LESINA (FG)

PRELIMINARY RESULTS ON THE BENTHIC MACROFAUNA COMPOSITION OF THE LESINA LAGOON (ITALY)

Abstract

A study was conducted on the benthic macrofauna of Lesina lagoon (Italy) during 1999. The Shannon-Wiener Diversity Index gave the value of 1.19 in winter and of 0.89 in summer. The Margalef Index for species richness gave 4.31 in Winter and 3.76 in Summer. Cluster analysis was used to assess the homogeneity of the spatial distribution of the benthic macrofauna.

Key-words*: Lesina lagoon, benthic macrofauna, diversity.*

Introduzione

L'analisi della composizione della macrofauna bentonica è uno degli approcci più utilizzati per valutare la situazione ambientale di un determinato corpo d'acqua, specialmente se si prendono in considerazione quegli organismi dotati di una scarsa o nulla mobilità. Tale metodo garantisce una buona registrazione degli eventi di disturbo (Cognetti *et al.,* 1975; Pearson e Rosenberg, 1998).

La comunità della macrofauna bentonica costituisce, inoltre, un anello fondamentale nella catena trofica delle lagune che per la loro ricchezza di risorse biologiche sono state sempre soggette ad un elevato sfruttamento. Lo studio è stato condotto sulla laguna di Lesina che si estende per circa 5500 ettari sul versante settentrionale del promontorio del Gargano e che presenta una profondità media di 0,80 metri.

Materiali e metodi

Nel 1999 sono stati eseguiti campionamenti con schema combinato sistematico-casuale nelle due stagioni estreme di inverno ed estate. La superficie lagunare è stata suddivisa idealmente in un reticolo di 53 quadrati di uguale dimensione, in ciascuno dei quali è stata prelevata, mediante box-corer, una unità campionaria. L'unità campionaria (u.c.) è costituita dagli organismi animali presenti in un quadrato di fondo 15×15 cm (225 cm^2) fino alla profondità di 20 cm, e trattenuti da un vaglio di 1 mm. Per ogni unità campionaria, si è proceduto alla classificazione ed al conteggio degli organismi, e alla misurazione della biomassa complessiva di ogni taxa.

Per ciascuna campione è stato calcolato l'indice di diversità di Shannon-Wiener, e l'indice di Margalef (ricchezza specifica), inoltre per ogni stagione tenendo conto del numero totale di individui rilevati per ogni unità campionaria si è applicato l'analisi dei clusters a K-medie, (Software SPSS 10.0) al fine di verificarne l'omogeneità tra le stazioni.

Risultati e conclusioni

I dati di abbondanza (Tab. 1) presentano una diminuzione di individui durante l'inverno ed un marcato aumento in estate mentre l'indice di diversità di Shannon e di ricchezza specifica di Margalef assumono un valore maggiore in inverno e uno minore in estate. Ciò dimostra che nella stagione invernale la biocenosi bentonica è ben strutturata nella sua composizione specifica, e questo indicherebbe un maggior grado di stabilità alla laguna. In estate, invece, la biocenosi bentonica è caratterizzata dalla prevalenza di un taxa rispetto agli altri e quindi probabilmente una stabilità ecologica minore.

Tab. 1 - Struttura della comunità macrozoobentonica durante il campionamento 1999.
Community macrozoobenthonic's structureduring the sampling 1999.

		Inverno	Estate
Densità (N. ind./m^2)	Media	507.94	2393.53
	Std	563.94	4449.73
Diversità (H' Shannon)		1.19	0.89
Ricchezza specifica (D Margalef)		4.31	3.76
N° tot. di taxa		12	14

I campioni hanno raccolto 14 taxa (unità fenotipiche) di macrofauna bentonica (Tab. 2), di cui i bivalvi costituiscono il 93,8% del totale di individui rilevati. La biomassa media umida, è dell'ordine di 109,49 g/m^2 in inverno di cui il 66% (87 g) è costituita da bivalvi, e 248.51 g/m^2 in estate con l'87% (215 g) formato dai bivalvi.

La cluster analysis effettuata sui dati di agosto in base al numero di individui (Tab. 3), ha messo in evidenza un cluster di 43 stazioni (pari al'81% del totale), un cluster di 8 stazioni (15%), e 2 cluster, ciascuno costituito da 1 sola stazione.

Il grosso cluster evidenzia una tendenza all'omogeneità delle stazioni rispetto al numero di individui (in media 24,37 ind/u.c.).

Dati interessanti emergono analizzando il cluster costituito da 8 stazioni, delle quali 7 hanno una distribuzione spaziale aggregata e localizzata nella zona centrale del bacino, caratterizzata da una abbondante vegetazione acquatica; tale cluster ha un numero medio di individui (112,12 ind/u.c.) più elevato rispetto al cluster precedente.

La formazione dei due cluster costituiti ciascuno da un'unica stazione, è dovuta a dati estremi che non risultano a prima vista collegati a parametri ambientali.

Ci si propone di approfondire in una seconda fase della ricerca lo studio dei fenomeni ambientali che hanno portato alla creazione dei due cluster principali, cogliendo gli spunti interessanti che da essi sono derivati.

Tab. 2 - Elenco della macrofauna bentonica dellalaguna di Lesina (inverno-estate 1999).
The macrobenthic fauna's list of the Lesina lagoon (Winter-Summer 1999).

Coelenterata (Anthozoa)
Diadumene luciae

Plathelminthes (Turbellaria)
Stylochus pilidium

Mollusca (Gasteropoda)
Haminoea navicula
Cyclope neritea

Mollusca (Bivalvia)

Abra ovata
Cerastoderma glaucum
Mytilaster minimus

Annelida (Polychaeta)
Perinereis cultrifera
Cirratulus chrysoderma
Harmothoe extenuata
Ficopomatus enigmaticus

Arthropoda (Insecta)
Chironomus sp.

Arthropoda (Cirripedia)
Balanus improvisus

Arthropoda (Malacostraca)
Cyathura carinata

Tab. 3 - Analisi dei cluster (agosto 1999).
Clusters Analysis (August 1999).

Numero di casi in ogni cluster		
Cluster		
	1	1.000
	2	1.000
	3	8.000
	4	43.000
Validi		53
Mancanti		0.000

Ringraziamenti

Si ringrazia il Dr. Gerardo Carapella per la collaborazione tecnica.

Bibliografia

AMANIEU M., GUELORGET O., MICHEL P. (1977) - Richesse et diversité de la macrofaune benthique d'une lagune littorale méditerranéenne. *Vie Milieu*, **27** (1) B : 85-109.

COGNETTI G., DE ANGELIS C.M., ORLANDO E. (1975) - Attuale situazione ecologica delle Valli di Comacchio e proposte per la loro salvaguardia., *Quaderni di Italia Nostra*, **12**.

ELLIOTT J.M. (1979) - Statistical Analysis of Samples of Benthic Invertebrates. *Freshwater Biological Association, Scientific Pubblication*, **25**: 160 pp.

PEARSON T.H., ROSEMBERG R. (1978) - Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biology*, **16**: 229-311.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 609-612

M. Cornello, O. Giovanardi

Istituto Centrale per la Ricerca tecnologia e scientifica Applicata al Mare, ICRAM,
loc. Brondolo - 30015 Chioggia, Venezia, Italia.

STRUTTURA DELLE COMUNITÀ MACROZOOBENTONICHE COSTIERE NEL COMPARTIMENTO DI CHIOGGIA ANCHE IN RELAZIONE ALL'INFLUENZA DELL'ATTIVITÀ DI MITILICOLTURA OFF-SHORE

STRUCTURE OF MACROZOOBENTHIC COMMUNITIES IN THE MARINE BOX OF CHIOGGIA (NORTHERN ADRIATIC SEA, ITALY) IN RELATIONSHIP TO OFFSHORE MUSSEL CULTURE

Abstract

Between July 1999 and June 2000 the macrozoobenthic communities of three stations in the marine box of Chioggia were studied, also in relationship to offshore mussel culture. The inner station of the culture field is more stable then others. Deep water and high idrodynamics promote the development of a more structured community in the sediment under the mussels.

Key-words: *community structure, macrozoobenthos, northern Adriatic Sea, offshore mussel culture.*

Introduzione

Gli organismi bentonici essendo strettamente legati al substrato e in genere dotati di limitate capacità di spostamento, sono particolarmente adatti per essere utilizzati come indicatori delle condizioni ambientali generali (Sarà, 1976). Perturbazioni ambientali che provocano deficit nella struttura e nella funzione delle comunità sono relativamente comuni negli ecosistemi bentonici (Crema, 1989).

In acque eutrofiche come quelle dell'area interessata allo studio, soggette agli apporti dei fiumi Brenta e Adige, particolari condizioni climatiche e idrodinamiche possono condurre all'innesco di processi biologici con elevato consumo d'ossigeno, portando anche a stati di ipossia e anossia. Si è voluto, quindi, studiare la struttura dei popolamenti macrozoobentonici dell'area prestando particolare attenzione ai possibili effetti che l'attività di mitilicoltura off-shore può avere sulle comunità del fondo.

Materiali e metodi

Tra luglio 1999 e giugno 2000, sono state effettuate 9 campagne di prelievo in tre stazioni collocate a sud di Chioggia. La prima stazione (S2) si trova in corrispondenza della foce dell'Adige a circa 2,5 miglia dalla costa ad una batimetrica di circa –18 m con sedimento di tipo pelitico sabbioso. Le altre due sono situate a circa 5 miglia da Porto Caleri, una al centro di un campo di mitilicoltura (MC) e l'altra nel suo perimetro (BA) ad una batimetrica di circa –25 m con sedimento sabbioso pelitico.

Ciascun campione è costituito da cinque repliche raccolte con una benna Van Veen con superficie di presa di 0,05 m^2. Il sedimento è stato vagliato attraverso un setaccio con una maglia di 1 mm di lato e gli organismi separati sono stati determinati al più basso livello sistematico possibile.

I dati di abbondanza numerica sono stati sottoposti a tecniche di analisi univariata (indici di Shannon e di Pielou) e multivariata (cluster analysis e non-metric multidimensional scaling) utilizzando il pacchetto software Primer (Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK), secondo la metodologia proposta da Field *et al*. (1982).

In ogni campagna sono stati registrati i valori di temperatura e percentuale di saturazione dell'ossigeno disciolto in prossimità del fondo con una sonda multiparametrica (Idronaut mod. 401)

Risultati

La stazione MC è quella che sostiene la più alta ricchezza specifica con oscillazioni dei valori relativamente contenute, mentre la stazione S2 ha in media i valori più bassi (Fig. 1a).

Nella stazione S2 si sono avuti i più alti valori di individui/m^2, mentre nella stazione BA i più bassi (Fig. 1b): il valore minimo del mese di febbraio '00 è legato ad una momentanea intrusione verso costa della linea delle sabbie, con una conseguente forte riduzione della componente macrobentonica.

I valori più alti e stabili degli indici di diversità di Shannon e di eveness di Pielou (Figg. 1c e 1d) sono quelli misurati nella stazione MC, mentre i più bassi sono relativi alla stazione S2.

La composizione percentuale dei taxa principali (Tab. 1) nella stazione S2 mostra la prevalenza dei bivalvi ed una certa consistenza nel numero dei crostacei. Tali componenti si riducono passando alla stazione BA ed alla stazione MC in favore dei policheti e degli echinodermi.

Tab. 1 - Composizione percentuale dei taxa principali.
Percent composition of principal taxa.

	MC	BA	S2
GASTEROPODI	1.24	0.99	1.53
BIVALVI	25.15	38.45	46.26
POLICHETI ERRANTI	27.08	15.05	18.61
POLICHETI SEDENTARI	24.41	17.62	9.60
CROSTACEI	10.62	14.29	20.52
ECHINODERMI	10.50	11.84	2.12
ALTRI	0.99	1.75	1.36

Osservando il grafico di ordinamento MDS (Fig. 2; in cui è stato tolto il campione di febbraio 2000 della stazione BA per le ragioni su dette) si nota che i campioni della stazione S2 sono maggiormente discosti dagli altri e che i campioni della stazione BA si pongono tra questi e quelli della stazione MC. Sempre nella Fig. 2 si sono delimitati i gruppi ottenuti dalla cluster analysis per un livello di similarità del 71%. I gruppi sono definiti da una similarità interna media che varia dal 77 allo 81%, mentre la dissimilarità tra i gruppi è piuttosto bassa (compresa tra il 28 e il 49%).

Le specie comuni e che maggiormente concorrono alla formazione dei gruppi A, B e C sono: i bivalvi *Corbula gibba*, *Tellina distorta* e *Nucula nucleus*; l'anfipode *Ampelisca diadema*; il polichete errante *Lumbrineris gracilis*; l'ofiura *Amphiura filiformis*.

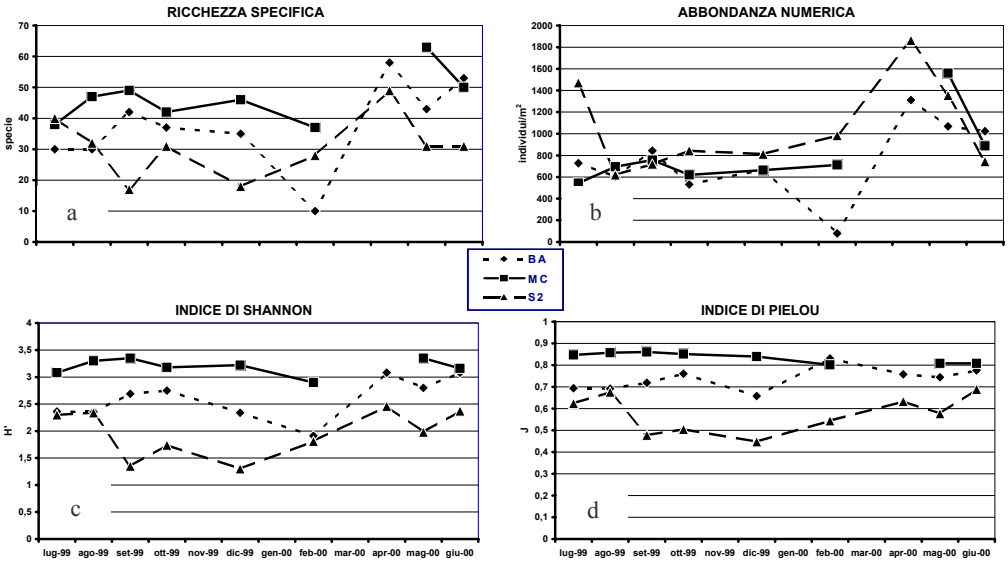


Fig. 1 - a, ricchezza specifica; b, abbondanza numerica; c, indice di Shannon; d, indice di Pielou.
a, richness; b, abundance; c, Shannon's index, d, Pielou's index.

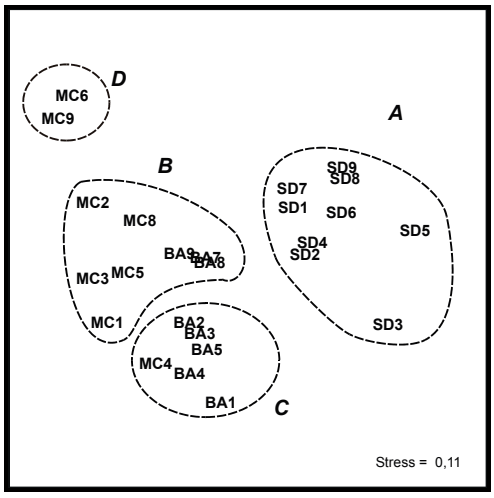


Fig. 2 - Ordinamento MDS con sovraimpressione dei gruppi ottenuti con la cluster analysis.
MDS with superimposed cluster analysis groups.

Discussione e conclusioni

La stazione MC sembra essere influenzata in modo positivo dalla presenza dei filari di mitili. Anche in situazioni di ipossia, come quella registrata ad ottobre 1999 (37% di saturazione), la comunità non sembra risentirne negativamente. Al contrario, la stazione S2 mostra in concomitanza di un'elevata temperatura e di un basso tenore

di ossigeno disciolto (settembre 1999: 21°C e 46% di saturazione) una diminuzione nei valori delle due componenti della diversità. Va però tenuto in considerazione che le specie più importanti come valori di abbondanza sono riconducibili alle biocenosi dei "fanghi terrigeni costieri" (secondo Peres e Picard, 1964) e che sono in grado di sopportare condizioni di ipossia, di instabilità sedimentaria e di arricchimento organico (Pearson e Rosenberg, 1978).

La diminuzione della componente sospensivora a favore di taxa in cui è più comune un tipo di alimentazione detritivora, andando dalla stazione S2 alla BA e quindi alla MC, potrebbe essere legata, non solo alla differenza del tipo di substrato, ma anche al fatto che il rilascio di feci e pseudofeci dalle reste può compromettere la modalità di alimentazione dei bivalvi sottostanti, mentre favorirebbe gli organismi detritivori.

La maggiore stabilità osservata nella comunità della stazione MC va probabilmente ricercata nella maggiore complessità della rete trofica, che è possibile ipotizzare visto il più alto numero di specie presenti e la maggiore omogeneità nella distribuzione degli individui, rispetto alle altre stazioni.

Le comunità delle tre stazioni sono caratterizzate da un ristretto pool di specie; a differenziare i gruppi ottenuti con la cluster analysis, e sostanzialmente i tre siti, non è tanto la presenza di specie esclusive, quanto i diversi rapporti che le specie comuni instaurano all'interno dei gruppi.

La stazione S2 nell'ordinamento MDS si separa nettamente dalle altre due che invece tendono ad essere più vicine e a confondersi, questo non solo in virtù delle diverse condizioni sedimentarie e della diversa distribuzione dei bivalvi, ma anche per la maggior presenza nella stazione MC di organismi caratteristici di ambienti arricchiti come i Capitellidi e i Maldanidi. E sempre la maggior importanza delle abbondanze di Maldanidi e Cirratulidi della stazione MC tende a separare quest'ultima dalla stazione BA.

Al contrario di quanto accade in campi di allevamento dei mitili a più basso fondale, dove l'attività di molluschicoltura può comportare un impoverimento della comunità macrobentonica (Tsuchiya, 1980; Mattson e Linden, 1983), in queste condizioni di elevata batimetria e di elevato idrodinamismo la comunità risulta favorita dall'attività commerciale in atto.

Bibliografia

CREMA R. (1989) - Aspetti della successione in comunità macrozoobentoniche marine di fondi mobili. *S.IT.E Atti*, **7**: 313-319.

FIELD J.G., CLARKE K.R., WARWICK R.M. (1982) - A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **8**: 37-52.

MATTSON J., LINDÉN O. (1983) - Benthic macrofauna succession under mussels, *Mytilus edulis* L. (Bivalvia), cultured on hanging long-lines. *Sarsia*, **68**: 97-102.

PEARSON T.H., ROSENBERG R. (1978) - Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollutions of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev*., **16**: 229-311.

PÉRÈS J.M., PICARD J. (1964) - Noveau manuel de bionomie benthique de la Mer Mediterranee. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, **47** (31): 137 pp.

SARÀ' M. (1976) - Indicatori biologici di inquinamento marino: zoobenthos. *Archo Oceanogr. Limnol*., **18** (3): 55-72.

TSUCHIYA M. (1980) - Biodeposits production by the mussel *Mytilus edulis* L. on rocky shores. *J. exp. mar. Biol. Ecol*., **47**: 203-222.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 613-615

G. Costantino, L. Quaranta*, V. De Zio*, A.M. Pastorelli*, L. Rositani*, N. Ungaro*

Dipartimento di Zoologia, Università degli Studi di Bari, Via Orabona, 4 – 70125 Bari, Italia.
*Lab. Prov. Biol. Marina, Bari, Italia.

SULLA RECENTE PRESENZA DI *CAULERPA RACEMOSA* (FORSSKÄL) J. AGARDH SUI FONDI COSTIERI DELL'ADRIATICO SUD-OCCIDENTALE

NEW PRESENCE OF CAULERPA RACEMOSA *(FORSSKÄL) J. AGARDH IN THE SOUTH-WESTERN ADRIATIC SEA BOTTOMS*

Abstract

Information on the recent invasion of Caulerpa racemosa *(Forsskäl) J. Agardh (Chlorophyta, Caulerpales) in the south-western Adriatic Sea (Brindisi area) are reported. The alga colonised the edges of a* Posidonia *meadow, and reached a percent coverage of 85%.*

Key-words*:* Caulerpa racemosa, *biological invasion, Adriatic Sea.*

Introduzione

Caulerpa racemosa (Forsskäl) J. Agardh, specie algale di origine tropicale (Mar Rosso), è ormai residente stabile nel bacino Mediterraneo, probabilmente introdotta dal traffico navale attraverso Suez (Aleem, 1948; Lipkin, 1972; Verlaque, 1994). Essa ha colonizzato una grande varietà di substrati sia coerenti che incoerenti (Piazzi e Cinelli, in press); inoltre, il particolare meccanismo di metabolismo facoltativo eterotrofo (Crawford e Richardson, 1992), ne ha favorito l'insediamento su substrati anche degradati (Cossu e Gazale, 1996).

Attualmente esistono poche notizie relative alla sua diffusione lungo le coste pugliesi e limitate in prevalenza all'area ionica (Buia *et al*., 1998). Da recenti osservazioni degli autori, essa risulta aver colonizzato ampi tratti dell'area portuale di Taranto ed è risultata presente, inoltre, in alcuni tratti a matte morta di *Posidonia* lungo la costa adriatica leccese. Negli ultimi anni (1999-2000), alcune segnalazioni vengono riportate per alcuni specifici e limitati areali del versante occidentale del Basso Adriatico (Cafueri, 2000).

In questo lavoro, si riportano alcune notizie relative alla colonizzazione dell'alga in un'area a Sud della città di Brindisi.

Materiali e metodi

L'area marina costiera, prospiciente lo scarico a mare delle acque di raffreddamento della Centrale Termoelettrica ENEL di Brindisi Sud (Cerano, Brindisi), viene sottoposta a periodico monitoraggio da circa dieci anni. Scopo di tali indagini è seguire nel tempo eventuali modificazioni ambientali correlabili all'influenza operata sul tratto costiero dal suddetto scarico di raffreddamento. Questo tratto di fondale ospita, in particolare, una semi-prateria di *Posidonia oceanica* (L.) Délile (a circa 1 km dalla costa e a partire dai –10 m), sulla quale vengono effettuati specifici controlli di tipo fenologico ed ecologico. Nel mese di settembre 2000, nell'ambito di una campagna di indagine sui fondali antistanti la centrale, è stata evidenziata un'ampia area di colonizzazione

di *C. racemosa* nei pressi del posidonieto. Gli aspetti relativi alla colonizzazione dell'alga sono stati documentati fotograficamente e quantitativamente (% di ricoprimento, densità dei talli in $n.m^{-2}$).

Risultati e conclusioni

Nei precedenti controlli relativi al sito descritto e comunque sino all'anno 1999, l'alga in questione non era mai stata osservata. La colonizzazione di quest'area Adriatica, quindi, appare molto recente ed in ritardo rispetto a quanto osservato per gli altri Mari Italiani (Alongi *et al*., 1993; Piazzi *et al*., 1994; Bussotti *et al*., 1996; Cossu e Gazale, 1996; Buia *et al*., 1998), probabilmente anche a causa delle particolari caratteristiche talassografiche del Basso Adriatico, legata alla presenza del Canale d'Otranto che influisce, tra le altre cose, sulla distribuzione di alcune specie (Marano *et al*., 1998).

Allo stato attuale, l'invasione di *C. racemosa* nell'area di indagine è limitata essenzialmente ai confini esterni del posidonieto (con rari casi di intrusione) e più in particolare lungo i versanti Sud ed Est della prateria, indicando un verosimile gradiente di colonizzazione orientato secondo l'asse Sud-Nord. L'area totale di colonizzazione osservata si estende in una fascia di circa 50 m intorno al posidonieto, per una superficie stimabile in circa 2500 m^2. In questa fascia, la densità media dei talli di *C. racemosa* è risultata pari a 584 m^{-2} (c.v.=0,3) con una percentuale media di ricoprimento pari all'85% (c.v.=0,2). Questi valori, in relazione ai tempi di invasione osservati nella presente indagine, sono comparabili a quanto riportato in bibliografia (Ceccherelli *et al*., 2001).

Per quanto riguarda i possibili effetti dell'invasione del posidonieto, bisogna specificare che quest'ultimo è attualmente classificato nelle classi IV e V secondo lo schema proposto da Giraud, è quindi in regime di semiprateria o prateria molto rada. Tale situazione potrebbe favorire un tasso di invasione più alto, come supposto da altri autori (Ceccherelli *et al*., 2000), possibilità che potrà essere confermata da future osservazioni previste *in situ*.

Bibliografia

ALEEM A.A. (1948) – The recent migration of certain Indopacific Algae from the Red Sea into Mediterranean. *New Phytol*., **47**: 88-94.

ALONGI G., CORMACI M., FURNARI G. (1993) – Prima segnalazione di *Caulerpa racemosa* (Chlorophyceae Caulerpales) per le coste Italiane. *Boll. Acc. Gioenia Sci Nat*., **26**: 49-53.

BUIA M.C., PETROCELLI A., SARACINO O.D. (1998) - *Caulerpa racemosa* spread in the Mediterranean Sea: first record in the Gulf of Taranto. *Biol. Mar. Medit*., **5** (1): 527-529.

BUSSOTTI S., CONTI M., GUIDETTI P., MARTINI F., MATRICARDI G. (1996) - First record of *Caulerpa racemosa* (Forssk.) J. Agardh along the coast of Genoa (North-Western Mediterranean). *Doriana, Suppl., Ann. Mus. Civ. St. Nat. "G. Doria"*, **6** (294): 1-5.

CAFUERI C. (2000) – Nuova minaccia per il Mediterraneo. *Villaggio Globale*, **12**: 81-82.

CECCHERELLI G., PAZZI L., CINELLI F. (2000) – Response of the non-indigenous *Caulerpa racemosa* (Forsskäl) J. Agardh to the native seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Délile: effect of density of shoots and orientation of edges of meadows. *J. Experim. Mar. Biol. Ecol*., **243**: 227-240.

CECCHERELLI G., CAMPO D., PIAZZI L. (2001) – Aspetti ecologici dell'alga introdotta *Caulerpa racemosa* in Mediterraneo: modalità di dispersione ed impatto sulle specie autoctone. *Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 94-99.

COSSU A., GAZALE V. (1996) - Sulla presenza di *Caulerpa racemosa* (Forsskäl) J. Agardh in Sardegna. In: Cossu A., Meloni M.M. (a cura di), *Atti del Convegno "S.O.S. Caulerpa? Introduzione di nuove specie nel Mediterraneo e compatibilità con quelle presenti", Cagliari*: 87-97.

CRAWFORD G.H., RICHARDSON W.N. (1992) – Heterotrophic potential of macroscopic Alga *Caulerpa racemosa*. *Proc. of the 7th Int. Seaweeds Symp.*: 262 pp.

LIPKIN Y. (1972) – Contribution to the knowledge of Suez canal migration. Marine algal and seagrass flora of the Suez canal. *Israel J. Zool*., **21**: 405-446.

MARANO G., PASTORELLI A. M., UNGARO N. (1998) - Canale d'Otranto: ambiente e comunità biologiche. *Biol. Mar. Medit*., **5** (1): 1-11.

PIAZZI L., BALESTRI E., CINELLI F. (1994) - Presence of *Caulerpa racemosa* in the North-Western Mediterranean. *Cryptogamie, Algol*., **15** (3): 183-189.

PIAZZI L., CINELLI F. (In press) - Development and seasonal dynamics of a population of the tropical alga *Caulerpa racemosa* (Forsskäl) J. Agardh in the Mediterranean. *Cryptogamie, Algol.*

VERLAQUE M. (1994) – Inventaire des plantes entroduites en Méditerranée: origines et répercussions sur l'environnement et les activités humaines. *Oceanologica Acta*, **17**: 1-23.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 616-619

F. Mastrototaro, A. Matarrese, A. Tursi

Dipartimento di Zoologia, Università degli Studi di Bari, Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italia.

UN MARE DI CORALLI NEL MAR IONIO

WHITE CORALS IN THE IONIAN SEA

Abstract

During a trawl survey off Santa Maria di Leuca Cape (Lecce, Italy) a white coral reef was found from 550 to 1100 m depth. The previous finding of a white coral reef, in this area, dates back to 1893 (von Marenzeller). Alive colonies of Lophelia pertusa*,* Madrepora oculata *and alive polyps of* Desmophyllium cristagalli *(Cnidaria, Antozoa) were sampled. On the dead colonies there was a diverse epibiotic fauna dominated by sponges, bivalves and polychaete worms.*

Key-words*: white coral, Ionian Sea, deep benthos.*

Introduzione

Nell'ambito del progetto di ricerca INTERREG II Italia-Grecia (agosto 2000), è stato rinvenuto un banco a coralli bianchi nel Mar Ionio meridionale.

Il suddetto ritrovamento si è verificato al largo di Santa Maria di Leuca (LE) ad una profondità compresa tra i 550 ed i 1100 m.

La presenza di madreporari profondi, quali *Lophelia pertusa* (L., 1758) e *Madrepora oculata* L., 1758*,* al largo di Santa Maria di Leuca era già stata segnalata da von Marenzeller E., nel lontano 1893.

Dopo tale segnalazione non sono seguiti altri studi specifici su questa particolare biocenosi del Mar Ionio, sebbene l'importanza biogeografica di questi organismi sia stata evidenziata da vari autori (Zibrowius, 1980; Corselli, 2001).

Materiali e metodi

Questo ritrovamento è stato del tutto casuale, in quanto le colonie di madrepora sono state recuperate durante tre cale di pesca a strascico.

Le suddette cale sono state effettuate a circa 20-25 miglia a sud del Capo di Santa Maria di Leuca.

Le coordinate geografiche delle cale e le relative profondità sono riportate nella seguente Tab. 1.

Tab. 1 - Coordinate geografiche e profondità delle cale a strascico effettuate nell'agosto 2000.
Trawl survey coordinates and related depth (August 2000).

cala	Inizio cala	Fine cala	Prof. iniziale	Prof. finale
5	39°38,69'N/18°38,89'E	39°37,16'N/18°38,98'E	630 m	678 m
10	39°27,28'N/18°23,95'E	39°26,68'N/18°24,84'E	800 m	800 m
11	39°23,99'N/18°21,60'E	39°24,93'N/18°19,92'E	1104 m	1139 m

In tutte e tre le cale, malgrado la rottura della rete, è stato possibile raccogliere le colonie di madrepore che erano rimaste intrappolate nella stessa.

Il materiale campionato era formato da colonie viventi e morte di coralli bianchi, spesso ricoperte da epibionti e annerite da sali di ferro e manganese.

Le colonie viventi si presentavano completamente bianche, prive di epibionti e mostravano chiaramente la presenza dei polipi. Le colonie morte presentavano colorazioni differenti legate, quasi sicuramente, alla loro età; alcune, infatti, si presentavano di colore giallo bruno, con solo la base annerita dai sali di ferro e manganese, altre invece erano completamente annerite. Sia sulle prime che sulle seconde era presente una fauna epibionte. Il materiale così suddiviso è stato poi fissato e portato in laboratorio per le successive fasi di cernita ed identificazione delle specie.

Risultati

L'analisi delle colonie viventi ha portato all'identificazione di tre specie di madreporari, due dei quali coloniali: *Madrepora oculata* L., 1758 (Fig. 1) e *Lophelia pertusa* (L., 1758) (Fig. 2) e una solitaria *Desmophyllum cristagalli* Milne-Edwards e Haime, 1848 (Fig. 3). Le forme coloniali si presentavano isolate o aggregate tra loro a formare una fitta trama calcarea. Sia su *M. oculata* che su *L. pertusa* erano presenti numerosi polipi isolati di *D. cristagalli*.



Fig. 1 - *Madrepora oculata,* L. 1758.



Fig. 2 - *Lophelia pertusa,* L. 1758.

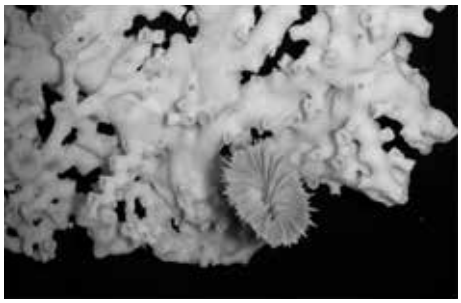


Fig. 3 - *Desmophyllum cristagalli,* Milne-Edwards & Haime, 1848.

L'analisi delle porzioni delle colonie morte ha evidenziato la presenza di specie epibionti per la maggior parte costituita da anellidi serpulidi appartenente ai generi *Filogranula* e *Vermiliopsis*, poriferi appartenenti alla sottoclasse Tetractinomorpha, piccoli bivalvi come *Barbatia nodulosa* (O.F. Müller, 1766) e *Delectopecten vitreus* (Gmelin, 1791) e alcuni rami dell'antipatario *Leiopathes glaberrima* (Esper, 1792) nonché specie endobionti come i poriferi perforanti appartenenti alla famiglia Clionidae. Tra le specie trovate, si segnala la curiosa presenza di un grosso anellide polichete *Eunice norvegica* (L., 1767) che vive nella fitta trama dei coralli. Il suddetto polichete è dotato di una tubo papiraceo che, con il tempo, viene completamente ricoperto dalle madrepore sino a formare delle vere e proprie gallerie nel corallo.

La presenza di questi grossi policheti era già stata ipotizzata da Pérès et Picard (1964), in ragione delle tracce dei tubi calcarei ritrovate nei resti fossili di alcune madrepore pescate in Mediterraneo. Questi policheti sono abbondanti nei banchi a corallo bianco dell'Atlantico Nord Orientale (Pérès e Picard, 1964).

Conclusioni

Attraverso questo ritrovamento è stata riportata alla luce la ormai dimenticata segnalazione di von Marenzeller E. (1893) che già all'epoca confermava la presenza di banchi a corallo bianco nel Mar Ionio. Allo stesso tempo è stato possibile verificare che i suddetti banchi sono estremamente vitali e che le colonie più vecchie ormai morte fungono da substrato duro per l'instaurarsi di una ricca fauna associata.

Al fine di ampliare le conoscenze sulla distribuzione e sulla composizione specifica del suddetto banco a coralli bianchi, è stata realizzata una nuova campagna di prospezione bentonica (febbraio 2001) in cui sono state effettuate 16 cale a partire dai 400 sino ai 1200 m di profondità.

Durante quest'ultima campagna di prospezione sono stati usati "ingegni" opportunamente realizzati, che hanno permesso il campionamento di una ricca fauna associata ai madreporari, di cui si riferirà in un prossimo lavoro.

Ringraziamenti

Si ringrazia il dott. Helmut Zibrowius del COM (Centre Océanologique de Marseille) per l'aiuto fornito ai fini della corretta identificazione dei madreporari trovati.

Bibliografia

CORSELLI C. (2001) - Change and Diversity: The Mediterranean Deep Corals from Miocene to the Present. *Mediterranean Ecosystems. Structures and Processes*. Ed. Springer: 361-366.

MARENZELLER E. von (1893) - Zoologische Ergebnisse. II. Polychaten des Grundes, gesammelt 1890, 1891 und 1892. Denkschriften der Kais. Akademie der Wissenschaften, mathematisch-naturwissenschaftliche Classe, 60. Berichte der Commission für Erforschung des östlichen Mittelmeeres, **6**: 25-48, 4 pl.

PÉRÈS J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau Manuel de Bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, **31** (47): 1-137.

ZIBROWIUS H. (1980) - Les Scléractiniares de la Méditerranéeet de l' Atlantique nord-oriental. *Mem. Inst. Oceanogr.*, **11**: 284 pp.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 620-622

S. Merello, M. Cantarella

Laboratori di Biologia Marina ed Ecologia Animale, DIP.TE.RIS.
Università di Genova, Via Balbi, 5 – 16126 Genova, Italia.

EPIFITI DI *CYMODOCEA NODOSA* E *CAULERPA TAXIFOLIA* NEL PONENTE LIGURE

EPIPHYTES OF CYMODOCEA NODOSA *AND* CAULERPA TAXIFOLIA *IN THE WESTERN LIGURIAN SEA*

Abstract

The phanerogam Cymodocea nodosa *colonizes the sandy-muddy bottoms of the Western Ligurian Sea, from shallow to 15-20 meters depth waters. In some sheltered areas it is mixed to* Caulerpa taxifolia *algae. The epiphytes of the leaves of two meadows of* C. nodosa *have been studied. The results are compared with those obtained on epiphytes of* C. taxifolia.

Key-words: Cymodocea nodosa*,* Caulerpa taxifolia*, epiphytes, Western Ligurian Sea.*

Introduzione

La fanerogama *Cymodocea nodosa* (Ucria) si rinviene sui fondali sabbiosi e fangosi del Mar Ligure di ponente fino a 15-20 m di profondità. In alcune aree, soprattutto nelle zone più riparate, si trova mista a *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh (Torchia *et al*., 2000). E' stata studiata la componente epifita delle foglie di due prati di *C. nodosa* e di *C. taxifolia* in due siti del ponente Ligure: Alassio, dove è presente un prato nella zona compresa tra il porto e Punta Murena che si estende verso levante alla profondità di 4-5 m, ed Imperia, a ponente di Porto Maurizio, dove ricopre parte del fondale tra 5 e 10 m di profondità.

Materiali e metodi

In entrambi i siti (Alassio ed Imperia) sono state effettuate quattro campagne di prelievo nel 1998 e due nel 1999, campionando in maniera casuale 3 aree di 20×20 cm, dalle quali, dopo essere state fotografate, venivano prelevate tutte le foglie presenti. Le foglie campionate sono state pesate, misurate ed esaminate al binoculare da ambo i lati e su tutta l'estensione del lembo fogliare. La fauna epifita è stata classificata ed è stato conteggiato il numero di individui e/o colonie presenti, assegnando valori di ricoprimento ai taxa presenti (espressi in cm^2 e %). La componente epifita algale è stata valutata come ricoprimento (cm^2 e %).

Risultati e conclusioni

Sulle foglie di *C. nodosa* sono stati classificati complessivamente 21 taxa animali ad Alassio e 36 ad Imperia. La composizione specifica risulta dominata dagli idroidi. Tra gli organismi sessili sono stati rinvenuti inoltre briozoi, ascidie, spirorbidi e foraminiferi. Gli organismi vagili sono risultati molto rari e rappresentati da anfipodi (*Ampithoe ramondi, Ericthonius brasiliensis, Pseudoprotella phasma*), policheti (*Polyophthalmus pictus* e Nereidi) e molluschi (*Modiolarca subpicta, Jujubinus striatus, Smaragdia viridis*).

È stato effettuato il confronto con gli epifiti di *C. taxifolia* campionata negli stessi siti e nello stesso periodo. A parità di fondale la biomassa vegetale di *C. taxifolia* risulta maggiore rispetto a quella di *C. nodosa* nei due siti e nelle diverse stagioni (Fig. 1-2). Differenze sono state riscontrate nella fauna ad esse associata. Le fronde di *C. taxifolia* presentano una maggiore diversità specifica rispetto alla *C. nodosa* che tuttavia presenta alcune specie esclusive tra gli idroidi (*Aglaophenia harpago, Laomedea calceolifera, Orthophyxis* sp., *Ventromma halecioides*). La fauna vagile è piuttosto varia su *C. taxifolia*, mentre risulta praticamente assente sulla fanerogama.

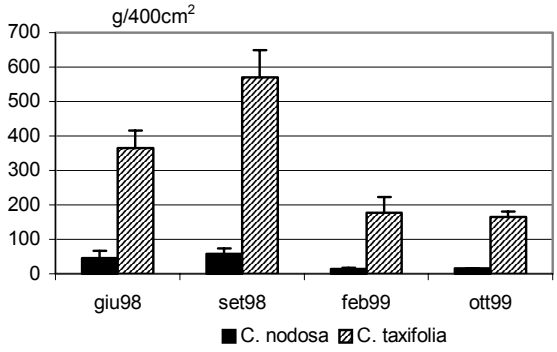


Fig. 1 - Biomassa vegetale di *C. nodosa* e *C. taxifolia* campionata su aree di 20×20 cm ad Alassio nei due anni di osservazione.
Vegetable biomass of C. nodosa *and* C. taxifolia *sampled on 20×20 cm area at Alassio during a two year study.*

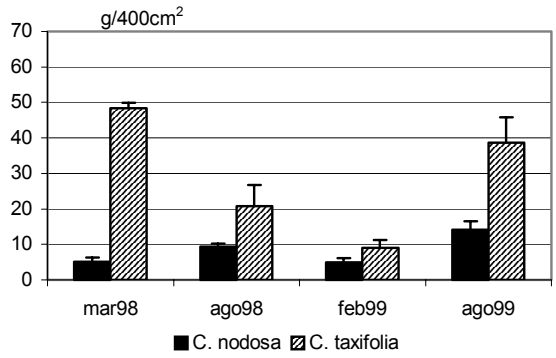
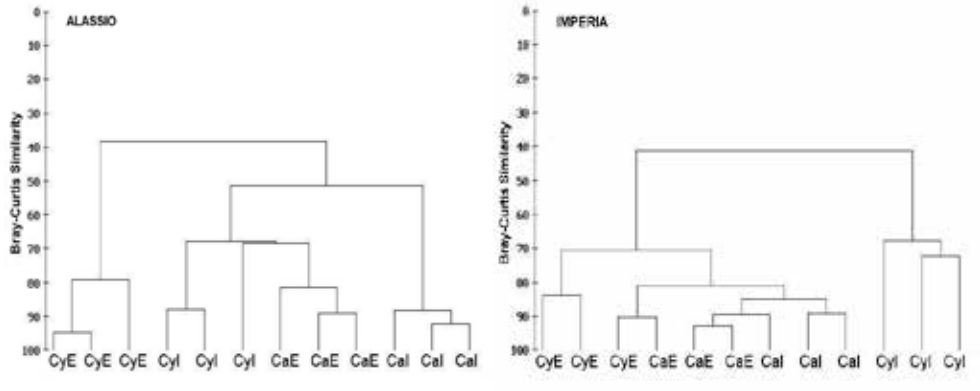


Fig. 2 - Biomassa vegetale di *C. nodosa* e *C. taxifolia* campionata su aree di 20×20 cm ad Imperia nei due anni di osservazione.
Vegetable biomass of C. nodosa *and* C. taxifolia *sampled on 20×20 cm area at Imperia during a two year study.*

In base ai dati raccolti (riferiti sia a 100 g di materia vegetale sia a 400 cm^2 di fondale) per la comunità epifita presente su *C. nodosa* e quella su *C. taxifolia* (Fig. 3) risulta che ad Alassio i campioni estivi di *Cymodocea* si differenziano dagli altri. Ad Imperia sono invece i campioni invernali a differenziarsi maggiormente.

I risultati ottenuti nei due siti e nel corso del tempo sono estremamente variabili, anche rispetto a quelli di un precedente lavoro (Relini *et al*., 1998); tale variabilità potrebbe essere dovuta alla instabilità che caratterizza i popolamenti bentonici epifitici di *Cymodocea* e *Caulerpa*.

Densità riferita a 400 cm^2 di fondale



Densità riferita a 100 g di biomassa vegetale

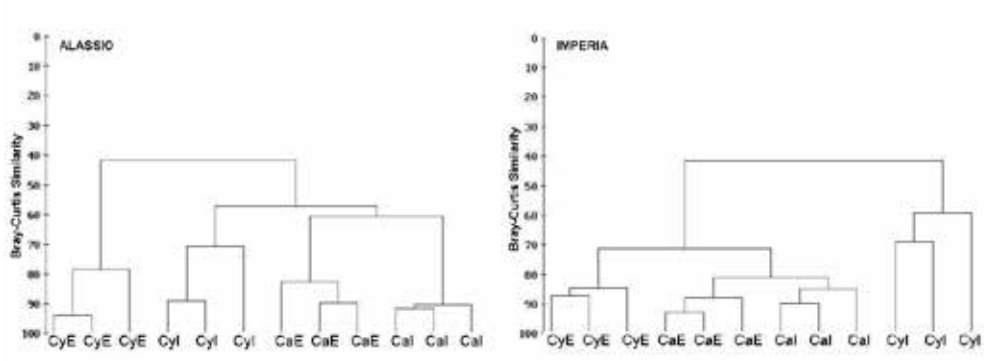


Fig. 3 - Dendrogramma di similitudine dei campioni prelevati su *C. nodosa* (Cy) e *C. taxifolia* (Ca) nella campagna 1999 (E=estate; I=inverno) nei siti di Alassio ed Imperia.

Dendrogram of similarity of the samples of C. nodosa *(Cy) and* C. taxifolia *(Ca) during 1999 (E=Summer; I=Winter) at Alassio and Imperia sites.*

Bibliografia

RELINI G., MOLINARI A., RELINI M., TORCHIA G. (1998) – Confronto tra la fauna epifitica di *Caulerpa taxifolia* e *Cymodocea nodosa. Biol. Mar. Medit*., **5** (1): 185-195.

TORCHIA G., PALANDRI G., CIMA C., RELINI M., RELINI G. (2000) – La cartografia nello studio dell'invasione dell'alga *Caulerpa taxifolia. Biol. Mar. Medit.,* **7** (1): 517-527.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 623-625

W. Dal Zotto, M. Mistri

Dipartimento di Biologia, Sezione di Biologia Evolutiva, Università di Ferrara
Via L. Borsari, 46 - 44100 Ferrara, Italia.

STIME PRELIMINARI SULLA CRESCITA E LA PRODUZIONE SECONDARIA DEL MITILIDE ALLOCTONO *MUSCULISTA SENHOUSIA* NELLA SACCA DI GORO

PRELIMINARY ESTIMATES OF GROWTH AND SECONDARY PRODUCTION OF THE ALLOCHTHONOUS MYTILID MUSCULISTA SENHOUSIA *IN THE SACCA DI GORO*

Abstract

A population of the Asian date mussel Musculista senhousia *(Mollusca, Bivalvia) was monitored over time in the Sacca di Goro (Ferrara, Italy), where it was first detected about a decade ago. The population was numerically dominated by a single cohort of individuals for most of the year. Summer dystrophic crises reduced of 90% mussel abundance. A specific growth curve was calculated by using the bertalanffian model. Secondary production was also estimated; P/B ratio was 1.9.*

Key-words*: allochthonous species, growth, secondary production, lagoons, Adriatic Sea.*

Introduzione

Musculista senhousia Benson in Cantor 1842 è un mitilide alloctono il cui areale di provenienza si colloca presso le coste della Siberia e del Giappone (Kulikova, 1978), e che in tempi recentissimi è divenuto estremamente abbondante (con densità superiori a 1000 individui m^{-2}) in alcune aree costiere adriatiche (Turolla, 1999) e tirreniche (A. Cannas, *comunicazione personale*). Questo bivalve, caratterizzato dalle ridotte dimensioni e dalla conchiglia sottile, è un sospensivoro che predilige i sedimenti incoerenti della fascia intertidale e subtidale di baie e lagune (Crooks, 1996). I singoli individui si ancorano l'un l'altro mediante una fitta trama di filamenti di bisso costituendo dei mosaici monostratificati, di numerosi metri quadrati di estensione, nello strato più superficiale del sedimento. A differenza di altri invasori maggiormente *k*-selezionati (esemplare il caso di *Scapharca inaequivalvis* nelle lagune altoadriatiche, che dopo una iniziale esplosione demografica ha assestato il proprio contingente a livelli che non interferiscono con l'allevamento delle specie commercialmente interessanti; Mistri *et al*., 1988), a causa dei suoi tratti da *r*-stratega, *M. senhousia*, laddove si è insediata, pare essere in grado di permanere nel tempo con popolazioni estremamente numerose, di modificare sostanzialmente l'habitat rendendolo più idoneo alle proprie esigenze, e di precludere, in tal modo, la possibilità di insediamento di altre specie potenziali competitori (Crooks, 1998). Le prime segnalazioni della specie nella Sacca di Goro risalgono all'inizio degli anni '90. Questo lavoro si colloca in un più ampio quadro di ricerca teso a definire le caratteristiche biologiche ed ecologiche di *M. senhousia* nelle lagune altoadriatiche.

Materiali e metodi

I campionamenti sono stati eseguiti con frequenza pressappoco bimestrale, tra il 1999 e il 2000, presso un'area (0,25 km^2 di estensione) a ridosso dello scanno sabbioso

che delimita la Sacca a mezzogiorno, sede di un imponente letto del mitilide. Per comodità, il sito di studio è stato suddiviso in 5 subaree di circa egual dimensione all'interno di ciascuna delle quali sono stati effettuati i campionamenti mediante benna di Van Veen, in tre repliche per ciascuna data. Sui bivalvi raccolti sono state effettuate misure allometriche (lunghezza della conchiglia, L, e peso secco privo di ceneri, PSPC, delle carni sgusciate); complessivamente sono stati misurati e pesati circa 6000 individui. I parametri della curva di crescita di Von Bertalanffy sono stati stimati analizzando le distribuzioni di frequenza per classi di taglia secondo Pauly (1987). Per la stima della produzione secondaria è stato utilizzato il metodo di Tumbiolo e Downing (1994), una equazione empirica per il benthos marino che incorpora parametri ambientali, quali la temperatura e la profondità, e parametri biologici, quali la biomassa della popolazione ed il peso individuale dell'organismo.

Risultati e conclusioni

Nella Fig. 1 sono riportati i valori di abbondanza media (±errore standard) di *Musculista senhousia* in ciascuna data. Differenze significative di abbondanza (ANOVA a 2 vie su dati log-trasformati) sono state riscontrate sia nello spazio ($F=7,7$; $P<0,001$) che nel tempo ($F=25,8$; $P<0,001$), rispettivamente tra l'area 1 e l'area 5 (Tukey HSD test; $P<0,05$), situate lungo un gradiente di confinamento interno allo scanno, e tra i mesi primaverili-estivi (maggio e luglio 1999) e tutti gli altri (settembre e dicembre 1999, e marzo e aprile 2000; Tukey HSD test; $P<0,05$). L'abbondanza del letto è diminuita durante l'estate 1999; un incremento nella densità, è stato nuovamente riscontrato nell'aprile 2000, a carico di individui di piccola taglia ($L<10$ mm), a testimonianza di un evento di reclutamento sul banco. La popolazione residente è costituita da una unica coorte, insediatasi nell'area di studio prima del maggio 1999, la cui taglia media in lunghezza (24,1 mm±0,2 E.S.) è risultata significativamente differente (ANOVA: $F = 3,2$; $P<0,001$) nell'aprile 2000 (Tukey HSD test; $P<0,05$) a causa del ringiovanimento della popolazione stessa.

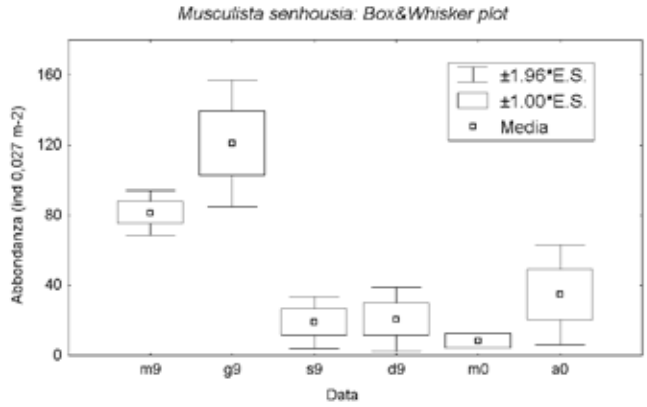


Fig. 1 - Abbondanze (ed errore standard, E.S.) di *Musculista senhousia* alle date di campionamento (m9: maggio; g9: giugno; s9: settembre; d9: dicembre 1999; m0: marzo; a0: aprile 2000).

Musculista senhousia *average abundance (with standard error, E.S.) at each sampling date (m9: May; g9: June; s9: September; d9: December 1999; m0: March; a0: April 2000).*

La curva di crescita specifica, calcolata secondo il modello di Von Bertalanffy per intervalli di taglia di 2 mm, è risultata definita dai seguenti parametri: L_{inf}=37,0 e K=1,9 a^{-1}. La taglia massima raccolta (L=34 mm) è leggermente inferiore rispetto alla dimensione asintotica calcolata, ma va ricordato che tale ultimo valore è indicativo della taglia-plateau a cui il parametro in oggetto teoricamente tende. La crescita in lunghezza della specie è rapida; il parametro di curvatura, K, indicativo della velocità a cui la taglia asintotica viene raggiunta, esibisce un valore decisamente elevato se confrontato, per esempio, con quello calcolato per *Scapharca inaequivalvis* (K=0,02; Mistri *et al*., 1988).

Per la stima della produzione secondaria è stato adottato il metodo di Tumbiolo e Downing (1994) in quanto è stato dimostrato che tale metodo indiretto consente di ottenere stime molto simili a quelle ottenibili con i più dispendiosi metodi classici (Mistri *et al*., 2001). Nell'area di studio, la popolazione di *M. senhousia* ha esibito una biomassa media annuale pari a 31,1 g PSPC m^{-2}, mentre la produzione secondaria è stata stimata in 58,52 gr PSPC m^{-2} a^{-1}, per un tasso di turnover della popolazione, P/B, pari a 1,9 (cfr. *Scapharca inaequivalvis*: P/B=0,46; Mistri *et al*., 1998).

La popolazione di *Musculista senhousia* nell'area di indagine è risultata numericamente dominata da un'unica coorte di individui per tutto l'anno di campionamento. La specie conclude il suo ciclo vitale in circa un anno, dopodichè la coorte precedente viene sostituita. Creese *et al*. (1997) riportano che in siti della Nuova Zelanda i letti di *M. senhousia* non si riformano in prossimità di letti precedentemente insediati: le popolazioni vanno incontro a senescenza, frammentazione e in seguito si disgregano. A Bucklands Beach, per esempio, questi autori riportano che il letto originale di mitilidi viene eroso di oltre il 60% nel corso dei primi 12 mesi, mentre l'intera popolazione scompare definitivamente entro 2 anni. La popolazione studiata nella Sacca di Goro nel corso del primo anno viene erosa per oltre il 90%, ma pare mostrare la capacità di perpetuarsi nel tempo, in quanto il banco è sede di nuovo reclutamento. L'elevato valore del tasso di turnover esibito dalla popolazione è un'ulteriore conferma delle caratteristiche di *r*-selezione della specie.

Bibliografia

CREESE R., HOOKER S., DE LUCA S., WHARTON Y. (1997) - Ecology and environmental impact of *Musculista senhousia* in Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *N.Z.J. Mar. Fresh. Res*., **31**: 225-236.

CROOKS J.A. (1996) - The population ecology of an exotic mussel, *Musculista senhousia*, in a Southern California Bay. *Estuaries*, **19**: 42-50.

CROOKS J.A. (1998) - Habitat alteration and community-level effects of an exotic mussel, *Musculista senhousia*. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **162**: 137-152.

KULIKOVA V.A. (1978) - Morphology, seasonal population dynamics, and settlement of larvae of the bivalve mollusc *Musculista senhousia* in Busse Lagoon (South Sakalin). *Soviet J. Mar. Biol.*, **4**: 769-773.

MISTRI M., ROSSI R., CECCHERELLI V.U. (1988) - Growth and production of the ark shell *Scapharca inaequivalvis* (Bruguiere) in a lagoon of the Po River Delta. *P.S.Z.N.I: Mar. Ecol*., **9**: 35-49.

MISTRI M., FANO E.A., ROSSI R. (2001) - Macrofaunal secondary production in a lagoon of the Po River Delta: an evaluation of estimation methods. *Ital. J. Zool*., **68**: 147-151.

PAULY D. (1987) - A review of the ELEFAN system for analysis of length-frequency data in fish and aquatic invertebrates. *ICLARM Conf. Proc*., **13**: 7-34.

TUMBIOLO M.L., DOWNING J.A. (1994) - An empirical model for the prediction of secondary production in marine benthic invertebrate populations. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **114**: 165-174.

TUROLLA E. (1999) - Nuovi ospiti per la Sacca di Goro. *Laguna*, **4**: 32-35.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 626-628

G. Mocciaro, G. Sarà, S. Mirto

Dipartimento di Biologia Animale, Via Archirafi, 18 – 90123 Palermo, Italia.

STRUTTURA E RUOLO DELLA MEIOFAUNA NELLO STAGNONE DI MARSALA (SICILIA NORD-OCCIDENTALE)

STRUCTURE AND ROLE OF MEIOFAUNA IN STAGNONE DI MARSALA (NW SICILY)

Abstract

Spatial and seasonal distribution of meiobenthic community was investigated in a Mediterranean semi-enclosed marine system. The low meiofaunal density can be explained by the origin and biochemical composition of the sedimentary organic matter that is mostly refractory and largely not usable by meiobenthic consumers.

Key-words*: meiofauna, sedimentary organic matter, Mediterranean Sea.*

Introduzione

La disponibilità alimentare offerta dal sedimento (componente labile della materia organica) e la sua qualità (composizione biochimica della materia organica) rappresentano i principali fattori responsabili della distribuzione temporale e spaziale delle comunità meiobentoniche (Danovaro, 1996). L'attività di "bioturbation" svolta dalla meiofauna, aumentando la velocità di ossidazione ed il turnover batterico, riveste un ruolo importante nel rendere il detrito disponibile per i macroconsumatori. La meiofauna inoltre, predata da macrobenthos e giovanili di molte specie ittiche, rappresenta un importante "link" tra i produttori primari e i livelli trofici superiori. La presente ricerca si propone di indagare la distribuzione spaziale e la struttura delle comunità meiobentoniche all'interno dello Stagnone di Marsala in relazione alla sostanza organica nei sedimenti.

Materiali e metodi

Lo Stagnone di Marsala è un esteso bassofondo costiero delimitato a sud da una stretta propaggine di circa un chilometro e a nord da un basso tavolato calcarenitico, l'Isola Grande. La limitata ampiezza (450 m) e profondità (circa 50 cm) della bocca nord determinano un ridotto scambio con l'esterno (Di Pisa e Riggio, 1992). L'area meridionale dello Stagnone è soggetta a scambi più regolari con il mare. In quest'area i reef di *Posidonia oceanica* presenti si comportano come una barriera meccanica che accelera la velocità di sedimentazione del particellato (Pusceddu *et al.,* 1999).

All'interno dello Stagnone di Marsala sono state prese in esame 4 stazioni di campionamento, due posizionate all'esterno in prossimità delle bocche (stazioni 1 e 4) e due poste all'interno del bacino (stazioni 2 e 3). I campionamenti dei sedimenti sono stati effettuati in immersione (A.R.A.) con periodicità mensile per un anno, utilizzando carotatori del diametro di 6 cm, (n° 3 repliche per l'analisi della meiofauna e n° 2 repliche per l'analisi della sostanza organica e dei pigmenti fotosintetici).

L'estrazione della meiofauna dal sedimento è stata effettuata per centrifugazione in gradiente di densità in Ludox HS40. I pigmenti clorofilliani sono stati determinati

seguendo la metodica di Lorenzen e Jeffrey (1980). I Pigmenti Cloroplastici Equivalenti (CPE) sono stati considerati come somma di clorofilla-*a* e feopigmenti. Il contenuto di sostanza organica totale è stato determinato per combustione in muffola (550°C, per 4 ore).

Risultati

I risultati ottenuti hanno evidenziato, in tutte le stazioni indagate, per l'intero periodo di campionamento bassi valori di pigmenti cloroplastici (CPE). Su media annuale la stazione 1 ha presentato il valore più basso (1.86 ± 0.31 µg/g), mentre la stazione 3 ha mostrato maggiore accumulo di pigmenti cloroplastici (16.32 ± 5.64 µg/g).

Le concentrazioni di materia organica sedimentaria (MTO) sono risultate estremamente elevate. La concentrazione media annuale più alta è stata registrata nella stazione 3 (156.28 ± 12.63 mg/g), posta all'interno dell'area.

I valori di densità della meiofauna risultano, su media annuale, molto bassi (112 ±29 ind./10 cm^2) (Fig. 1) rispetto a quelli registrati in altri ambienti costieri ad elevato tenore organico. La comunità meiobentonica della stazione 1, su scala annuale, risulta dominata quasi esclusivamente da Nematodi, che rappresentano il 90% della densità totale. Nelle stazioni 2 e 3 i Nematodi ed i Copepodi sono i taxa codominanti, ma anche i Policheti sono stati rilevati con abbondanze significative. La stazione 4 ha presentato caratteristiche comparabili a quelle delle stazioni interne al bacino.

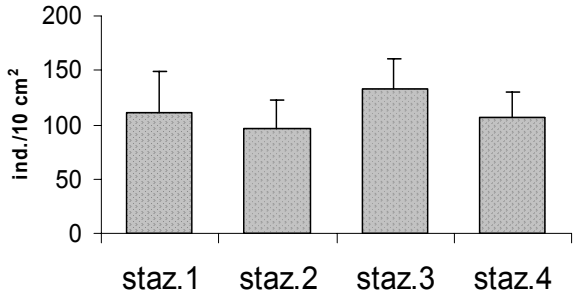


Fig. 1 - Variazioni medie spaziali della densità della meiofauna (ind./10 cm^2).
Mean spatial distribution of total meiofaunal density (ind./10 cm^2).

Discussione e conclusioni

La frazione biodisponibile della materia organica sedimentaria (C-BPF) costituisce solo il 15% della sostanza organica totale (Fig. 2).

I bassi valori di densità meiobentonica possono spiegarsi proprio considerando l'origine, la composizione biochimica e quindi il valore nutrizionale della sostanza organica, che, provenendo prevalentemente dalle fanerogame marine (Pusceddu *et al.,* 1999), risulta in gran parte refrattaria e quindi non direttamente utilizzabile dagli organismi deposivori quali quelli appartenenti alla meiofauna (Giere, 1993). Inoltre, il consistente accumulo di sostanza organica e i conseguenti processi di degradazione che

avvengono nel sedimento determinano l'instaurarsi di condizioni anossiche negli strati sedimentari profondi, cosicché la meiofauna si concentra quasi esclusivamente nello strato superiore più ossigenato, dove è maggiormente soggetta a fenomeni di disturbo come predazione e risospensione (Giere, 1973). I fenomeni di trasporto dei sedimenti superficiali sono più evidenti nella stazione 1, dove solo gli organismi capaci di vivere in profondità nei sedimenti (Nematodi) possono resistere. La maggiore presenza di Copepodi nelle stazioni 2 e 3 rispetto alla stazione 1 è da mettere in relazione anche ai più elevati valori di clorofilla-a registrati nelle stazioni interne al bacino, ossia alla maggiore presenza di microfitobenthos, che rappresenta una risorsa alimentare direttamente utilizzabile. Le elevate densità dei Policheti sono invece da correlare alle evidenti condizioni anossiche riscontrate nei sedimenti di queste stazioni. Questo taxon risulta infatti spesso associato ad ambienti a basso tenore di ossigeno (Giere, 1993). Lo Stagnone di Marsala funziona come una "trappola" di sostanza organica refrattaria e di basso valore nutrizionale.

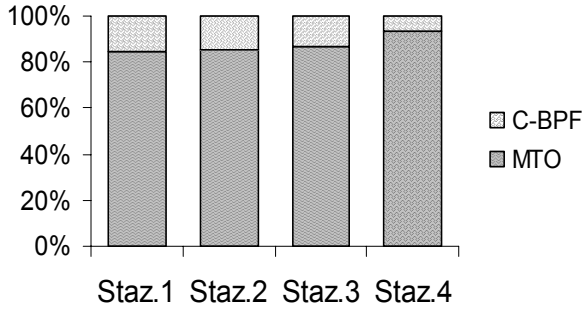


Fig. 2 - Materia organica sedimentaria totale e frazione biopolimerica (C-BPF.)
Total sedimentary organic matter and biopolymeric fraction (C-BPF).

Bibliografia

DANOVARO R. (1996) – Detritus-Bacteria-Meiofauna interactions in a seagrass bed (*Posidonia oceanica*) of the NW Mediterranean. *Mar Biol.,* **127**: 1-13.

DI PISA G., RIGGIO S. (1982) – La circolazione lagunare nello Stagnone di Marsala (Sicilia occidentale): formulazione di un modello matematico semplificato. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, **50** (1): 167-172.

GIERE O. (1973) - Oxygen in the marine hygropsammal and the vertical microdistribution of oligochaetes. *Mar. Biol.,* **21**: 180-189.

GIERE O. (1993) - *Meiobenthology*. Springer-Verlag Eds: 328 pp.

LORENZEN C.J., JEFFREY S.W. (1980) - Determination of chlorophyll and phaeopigments by spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr*., **12**: 343-346.

PUSCEDDU A., SARÀ' G., ARMENI M., FABIANO M., MAZZOLA A. (1999) - Seasonal and spatial changes in the sediment organic matter of a semi-enclosed marine system (W-Mediterranean Sea). *Hydrobiol*., **397**: 59-70.

Ricerca Finanziata dal MiPAF, legge 41/82.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 629-631

D. Mosci, L. Pierboni, A. Valentini[1], M. Ceccarini[2], M. Balsamo

Istituto di Scienze Morfologiche, Univ. Urbino, Via M. Oddi, 21 - 61029 Urbino, Italia.
[1]Dip. Biologia Animale, Univ. Modena e Reggio Emilia, Italia.
[2]Centro Conservazione e Biodiversità, Univ. Urbino, Italia.

OSSERVAZIONI PRELIMINARI SUL MEIOZOOBENTHOS DEL PARCO NATURALE DEL MONTE SAN BARTOLO (PESARO)

PRELIMINARY NOTES ON THE MEIOZOOBENTHOS OF THE NATURAL PARK MONTE SAN BARTOLO (PESARO)

Abstract

A qualitative study of the zoobenthos from the coarse sediments of the coast line of the Natural Park Monte S. Bartolo has been carried out over one year. Twenty-five major taxa have been recorded, some of which uncommon. Zoobenthic communities appear to be rich and diversified.

Key-words: *zoobenthos, meiofauna, Adriatic Sea, coarse sediments, cliff.*

Introduzione

Il tratto di costa che si estende da Gabicce a Pesaro rappresenta l'unico esempio di costa alta dell'Alto-Medio Adriatico occidentale oltre al Promontorio del Conero (Ancona) (Boldreghini *et al*., 1978). Il territorio, compreso nel Parco Naturale Regionale del Monte San Bartolo è stato oggetto di studi geologici, paleontologici, e faunistici soprattutto mirati all'avifauna (Pandolfi e Santolini, 1985; Gabucci *et al*., 1993; Pandolfi, 1998). La scarsezza di conoscenze e la peculiarità dei sedimenti a ciottoli e ghiaia, molto differenti dalle sabbie medio-fini delle spiagge adiacenti, hanno suggerito di avviare nell'estate 2000 uno studio dei popolamenti zoobentonici dei sedimenti incoerenti di questo tratto costiero.

Materiali e metodi

I campionamenti mensili condotti nell'arco di un anno, maggio 2000 – maggio 2001, hanno interessato quattro stazioni di raccolta lungo la falesia e due di controllo lungo le spiagge sabbiose rispettivamente di Pesaro e di Gabicce. In ogni stazione sono stati rilevati i principali parametri chimico-fisici e sono stati prelevati due campioni di sedimento, uno sulla linea di riva (litorale), l'altro ad una profondità di 0,5-3 m (sublitorale). Il meiozoobenthos, estratto mediante setacciatura e decantazione in $MgCl_2$ 7%, è stato smistato nei taxa principali, studiato e fotografato *in vivo* al microscopio a contrasto di fase ed interferenziale, quindi fissato in formalina neutra al 10% o in alcool 80° per l'archiviazione o successive determinazioni specialistiche.

Risultati

I dati qualitativi finora raccolti mostrano una notevole varietà nei popolamenti zoobentonici, complessivamente composti da 25 taxa, tra cui alcuni meno comuni, come Chinorinchi, Mistacocaridi e Cumacei (Tab. 1). I taxa appaiono distribuiti per lo più lungo la costa della falesia, e soprattutto nella fascia sublitorale, dove sono stati rilevati una maggiore ricchezza di specie ed un più elevato numero di individui (Tab. 2).

Conclusioni

I risultati dell'indagine, nel dimostrare l'interesse faunistico della zona costiera del Parco, evidenziano anche una maggiore varietà dei popolamenti zoobentonici che colonizzano i tratti ancora privi di barriere frangiflutto antistanti il litorale (staz. 2 e 4). Queste ultime infatti, modificando l'idrodinamismo costiero, favoriscono la sedimentazione della frazione fine con effetti negativi in particolare sulla meiofauna.

Tab. 1 - Numero complessivo di specie e di segnalazioni, numero di segnalazioni dai campioni litorali (L) e dai campioni sublitorali (SL), distribuzione dei principali taxa zoobentonici nelle singole stazioni di raccolta.

Total number of collected species and of records, number of records from the littoral (L) and the sublittoral (SL) samples, and distribution of the major zoobenthic taxa found in each collecting station.

taxon	n° spp	n° segnalazioni L	SL	tot	presenza taxa per stazione 1	2	3	4	5	6
CNIDARIA	**2**	**0**	**3**	**3**		•		•		•
PLATYHELMINTHES	**> 12**	**35**	**49**	**84**	•	•	•	•	•	•
NEMERTEA	**> 2**	**9**	**9**	**18**		•		•	•	•
KINORHYNCHA	**1**	**1**	**2**	**3**		•		•		
GASTROTRICHA	**9**	**18**	**24**	**42**	•	•	•	•		•
NEMATODA	**> 19**	**58**	**75**	**133**	•	•	•	•	•	•
ROTIFERA	**1**	**0**	**3**	**3**		•		•		
MOLLUSCA	**> 22**	**8**	**50**	**58**	•	•	•	•	•	•
ANNELIDA	**> 20**	**32**	**37**	**69**	•	•	•	•	•	•
ARTHROPODA										
CHELICERATA	**1**	**1**		**1**			•			
CRUSTACEA										
Ostracoda	**spp**	**12**	**16**	**28**	•	•	•	•	•	•
Mystacocarida	**1**	**1**		**1**			•			
Copepoda	**> 6**	**49**	**52**	**101**	•	•	•	•	•	•
Cirripedia	**1**	**0**	**1**	**1**	•					
Cumacea	**1**	**1**	**1**	**2**			•			•
Isopoda	**spp**	**7**	**5**	**12**		•	•	•	•	•
Amphipoda	**> 3**	**11**	**10**	**21**		•	•	•	•	•
Decapoda	**7**	**3**	**4**	**5**		•	•	•		
ECHINODERMATA	**1**	**0**	**2**	**2**	•		•			

Tab. 2 - Numero complessivo di taxa e di segnalazioni in ciascuna stazione di raccolta, e numero di segnalazioni dai campioni litorali (L) e dai campioni sublitorali (SL).

Total number of taxa and of records in each collecting station, and number of records from the littoral (L) and the sublittoral (SL) samples.

stazione	n° taxa	n° segnalazioni L	SL	totale
1	9	25	58	83
2	19	54	61	115
3	18	50	57	107
4	19	73	86	159
5	11	34	46	80
6	14	10	35	45
		246	343	589

Bibliografia

BOLDREGHINI P., MONTANARI F.L., PANDOLFI M., PICCINETTI C. (1978) - Fauna terrestre e marina. In: Comune di Pesaro, Comune di Gabicce Mare (eds), *Progetti e ricerche della città di Pesaro*, Poligrafici L. Parma, Bologna, **3** (Suppl. 2): 69-81.

GABUCCI L., PARA R., POSELLI M. (1993) - *Marche. La costa e il mare.* 2ª ed. La Pieve, Villa Verucchio, Forlì: 272 pp.

PANDOLFI M. (1998) - *La zoologia di Mare Monstrum da Gabicce all'isola del sommerso*. Pazzini, Villa Verucchio, Rimini: 54 pp.

PANDOLFI M., SANTOLINI R. (1985) - Osservazioni di uccelli marini nel tratto di litorale adriatico compreso tra la foce del Fiume Uso (Bellaria, Fo) e la foce del fiume Metauro (Fano, Ps). *Riv. Ital. Ornithol.*, **55**: 31-40.

Ricerca condotta con contributi dell'Ente Parco Naturale Regionale del Monte S. Bartolo e del MURST.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 632-635

P. Panetta, F. Mastrototaro, A. Matarrese

Dipartimento di Zoologia, Università degli Studi di Bari, Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italia.

MOLLUSCHI DEL FONDO A *CLADOPHORA PROLIFERA* DELLA RISERVA MARINA DI PORTO CESAREO (LE)

MOLLUSCS OF THE CLADOPHORA PROLIFERA *BOTTOM IN THE MARINE RESERVE OF PORTO CESAREO (LECCE,ITALY)*

Abstract

On the Cladophora *bottom in the Marine Reserve of Porto Cesareo (Lecce, Italy) 52 species of molluscs were identified and divided into two groups. One is represented by small gastropods that live on* Cladophora *thallus, the other by small bivalves living into the sediment. Diversity indices (H' and J) were calculated.*

Key-words*: molluscs, marine reserve, Porto Cesareo, Ionian Sea.*

Introduzione

Lo studio della malacofauna di un tratto costiero all'interno della Riserva Marina di Porto Cesareo si inserisce nell'ambito di un progetto teso a valutare gli eventuali stress ambientali che si determinano a seguito dell'introduzione di un'attività di acquacoltura intensiva in gabbie off-shore.

Materiali e metodi

L'area interessata prospiciente la Laguna della Strea a circa 2 miglia dalla costa, si estende per una superficie di circa 36 ettari, ad una profondità compresa tra i –29 e i –31 m.

Al fine di studiare i popolamenti faunistici presenti, l'area oggetto di studio è stata suddivisa in 9 subaree di 4 ha ciascuna e in ogni subarea, ad aprile 1999, sono state effettuate 3 bennate e 1 dragaggio per un totale di 27 bennate (Van Veen 36,5 × 27 cm) e 9 dragaggi (draga triangolare di 60 cm di lato).

Sulla base dei risultati di campionamento quantitativo, mediante benna, riferiti soltanto alla malacofauna, è statà calcolata la frequenza relativa di ciascuna specie nonché gli indici di diversità H' (Shannon e Weaver, 1949) e di evenness J (Pielou, 1966) del popolamento a molluschi relativamente alle singole subaree e all'intera area di studio.

Risultati

L'analisi dei campioni prelevati ha portato all'identificazione di 52 specie di molluschi (29 delle quali già segnalate da Parenzan nel 1983) così ripartite: 22 Gasteropodi, 28 Bivalvi e 2 Scafopodi (Tab. 1). In base alle specie rinvenute e agli elementi granulometrici del sedimento, il popolamento a molluschi ritrovato nei sedimenti può essere assimilato al popolamento a molluschi delle biocenosi delle Sabbie Grossolane e Ghiaie Fini sottoposte alle Correnti di Fondo (SGCF) (Pérès e Picard, 1964) con specie psammofile quali *Lucinella divaricata*, *Gouldia minima*, *Corbula gibba*, *Parvicardium exiguum*, *Nucula nucleus*. Nell'area è presente una ricca prateria di *Cladophora prolifera* sui cui talli sono stati rinvenuti piccoli gasteropodi come *Bittium latreillii*, *B.*

jadertinum, Jujubinus striatus, Alvania lineata, *Mangelia unifasciata,* specie tipiche delle biocenosi ad Alghe Fotofile (AF).

I valori di H' calcolati per le singole sub-aree variano tra 0,36 e 2,21 ed i valori di J tra 0,04 e 0,31 a testimonianza del fatto che il popolamento a molluschi non è distribuito in maniera omogenea nell'area di indagine.

L'indice di diversità relativo alla sola malacofauna considerando l'intera area di studio è risultato pari a H'=1,19 e l'evenness pari a J=0,23 mostrando una condizione poco diversificata dominata da due specie *Bittium latreillii* e *B. jadertinum* (Tab. 2).

Escludendo queste due specie dominanti, l'indice di diversità H' risulta essere pari a 4,05 e J=0,80 evidenziando un popolamento a molluschi più omogeneo.

Tab. 1 - Elenco delle specie di molluschi raccolti durante la campagna di aprile 1999 differenziati per draga (dr) e benna (bn).
Species list of the molluscs collected with grab (bn) and dradge (dr) (April 1999).

Gasteropodi	**dr**	**bn**
Akera bullata Muller, 1776	*	
Alvania lineata Risso, 1826		*
Bela brachystoma (Philippi, 1844)	*	
Bela nebula (Montagu, 1803)	*	*
Bittium jadertinum (Brusina, 1814)	*	*
Bittium latreillii (Payraudeau, 1826)	*	*
Bolinus brandaris (Linnaeus, 1758)	*	
Calyptraea chinensis (Linnaeus, 1758)	*	
Chauvetia lineolata (Tiberi, 1868)		*
Cerithium vulgatum Bruguière, 1792	*	
Euspira nitida (Donovan, 1804)	*	*
Fusinus pulchellus (Philippi, 1844)	*	
Gibbula ardens (Salis von Marschlins, 1793)	*	
Jujubinus striatus (Linnaeus, 1758)	*	*
Lepetella laterecompressa (Rayneval & Ponzi, 1854)		*
Mangelia unifasciata (Deshayes,1835)		*
Mitrolumna olivoidea (Cantraine, 1835)		*
Philine aperta (Linnaeus, 1758)	*	
Pusillina marginata (Michaud, 1832)	*	*
Retusa mammillata (Philippi, 1836)	*	
Turbonilla rufa (Philippi, 1836)		*
Vexillum savignyi (Payraudeau, 1826)		*
Volvarina mitrella (Risso,1826)		*
Bivalvi		
Chama gryphoides Linné,1758	*	
Chlamys varia (Linné,1758)	*	
Clausinella fasciata (Da Costa, 1778)	*	*
Corbula gibba (Olivi, 1792)		*
Diplodonta apicalis Philippi, 1836		*
Glans trapezia (Linné,1767)	*	*
Glycymeris glycymeris Linné,1758	*	
Gouldia minima (Montagu, 1803)	*	*

Tab. 2 - Elenco delle specie campionate con benna Van Veen (aprile 1999) con indicazione del gruppo (Gr) sistematico (G = Gasteropodi; B = Bivalvi) del numero degli esemplari (N) della percentuale (%) e della percentuale cumulata (% cum).

List of the species of molluscs collected with Van Veen grab (April 1999) with indication of sistematic group (Gr) (G = Gasteropoda; B = Bivalvia), number of the individuals (N), relative percentage (%) and cumulative percentage (% cum).

Specie	Gr	N	%	% cum.
Bittium latreillii (Payraudeau, 1826)	G	1991	82,61	82,61
Bittium jadertinum (Brusina)	G	213	8,84	91,45
Gouldia minima (Montagu, 1803)	B	34	1,41	92,86
Lucinella divaricata (Linné,1758)	B	34	1,41	94,27
Corbula gibba (Olivi, 1792)	B	22	0,91	95,19
Parvicardium exiguum (Gmelin, 1791)	B	18	0,75	95,93
Jujubinus striatus (Linnaeus, 1758)	G	13	0,54	96,47
Alvania lineata Risso, 1826	G	8	0,33	96,80
Mangelia unifasciata (Deshayes,1835)	G	8	0,33	97,14
Nucula nucleus (Linné,1758)	B	8	0,33	97,47
Pusillina marginata (Michaud, 1832)	G	7	0,29	97,76
Glans trapezia (Linné,1767)	B	7	0,29	98,05
Nuculana pella (Linné,1767)	B	6	0,25	98,30
Pitar rudis (Poli, 1795)	B	6	0,25	98,55
Tellina donacina Linné,1758	B	6	0,25	98,80
Vexillum savignyi (Payraudeau, 1826)	G	5	0,21	99,00
Myrtea spinifera (Montagu, 1803)	B	3	0,12	99,13
Timoclea ovata (Pennant, 1777)	B	3	0,12	99,25
Mitrolumna olivoidea (Cantraine, 1835)	G	2	0,08	99,34
Mysella bidentata (Montagu, 1803)	B	2	0,08	99,42
Bela nebula (Montagu, 1803)	G	1	0,04	99,46
Chauvetia lineolata (Tiberi, 1868)	G	1	0,04	99,50
Euspira nitida (Donovan, 1804)	G	1	0,04	99,54
Lepetella laterecompressa (Rayneval & Ponzi)	G	1	0,04	99,59
Turbonilla rufa (Philippi, 1836)	G	1	0,04	99,63
Volvarina mitrella (Risso,1826)	G	1	0,04	99,67
Clausinella fasciata (Da Costa, 1778)	B	1	0,04	99,71
Diplodonta apicalis Philippi, 1836	B	1	0,04	99,75
Laevicardium crassum (Gmelin, 1791)	B	1	0,04	99,79
Limatula gwyni (Sykes, 1903)	B	1	0,04	99,83
Limea loscombi (G.B.Sowerby I, 1823)	B	1	0,04	99,88
Plagiocardium papillosum (Poli, 1795)	B	1	0,04	99,92
Striarca lactea (Linné,1758)	B	1	0,04	99,96
Venericardia antiquata (Linné,1758)	B	1	0,04	100,00

Conclusioni

L'analisi della componente malacologica nell'area investigata ha evidenziato per quanto concerne i molluschi due popolamenti distinti, uno a bivalvi psammofili ed uno a gasteropodi erbivori epifiti. In particolare il popolamento a gasteropodi è dominato da poche specie, mentre la componente a bivalvi risulta essere più diversificata.

Bibliografia

PARENZAN P. (1983) - Fondo a *Cladophora prolifera*. *Puglia Marittima*. Congedo: 465-468.

PÉRÈS J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau Manuel de Bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, **31** (47): 1-137.

PIELOU E.C. (1966) The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theoret Biol*., **13**: 131-144.

SHANNON C.E., WEAVER W. (1949) – *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, *Urbana*: 117 pp.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 636-638

T. Scirocco, L. Cilenti, P. Breber, A. Spada*

Istituto per lo Studio degli Ecosistemi Costieri, CNR, Via Pola, 4 - 71010 Lesina, Foggia, Italia.
* Fac. di Econ., Università degli Studi di Foggia - 71010 Foggia, Italia.

ANALISI DELLA POPOLAZIONE DI *LORIPES LACTEUS* (BIVALVIA, LUCINIDAE) NELLA LAGUNA DI VARANO (FG)

ANALYSIS OF THE POPULATION OF LORIPES LACTEUS *(BIVALVIA, LUCINIDAE) IN VARANO LAGOON (FOGGIA ITALY)*

Abstract

The bivalve Loripes lacteus *is typical of the benthic fauna of Varano lagoon. Population analysis was performed in three samples taken in May 1999, August 1999 and March 2000. For every sample the average biomass and abundance were calculated. The spatial distribution followed a ring along the perimeter of the lagoon whereas the central part was devoid of living animals.*

Key-words*:* Loripes lacteus, *Varano lagoon, population structure.*

Introduzione

Il bivalve *Loripes lacteus* è una delle specie più abbondanti e diffuse nella macrofauna bentonica delle lagune del Mediterraneo (Bedulli e Sabelli, 1990), ma assai scarse in letteratura sono le notizie su questa specie. Abbiamo voluto, di conseguenza, studiare la dinamica della popolazione di questa specie presente nella laguna di Varano.

Materiali e metodi

La laguna di Varano è situata sul versante settentrionale del promontorio Garganico (FG) con superficie pari a 6500 ettari e profondità massima nella zona centrale circa 6 metri. Per effettuare l'analisi della popolazione di *Loripes lacteus* sono stati condotti tre campionamenti in maggio 1999, agosto 1999 e marzo 2000 secondo uno schema combinato sistematico-casuale in modo da coprire omogeneamente tutta la superficie lagunare. La laguna è stata suddivisa idealmente in un reticolo di 53 quadrati ed in ciascuno è stato prelevato mediante box-corer un campione di sedimento di 15×15 cm e profondo 20 cm setacciato con un vaglio avente maglie di 1 mm.

Per ogni campione sono stati contati gli individui di *L. lacteus*, misurata la loro lunghezza, e quindi pesata la loro biomassa complessiva. Le medie delle taglie sono state analizzate mediante ANOVA (Software SPSS 10.0).

Risultati e conclusioni

I dati (Tab. 1) di presenza del bivalve *L. lacteus* evidenziano come la percentuale delle stazioni con presenza dell'animale varia dal 34%, maggio 1999, a 25%, marzo 2000; mentre la percentuale di stazioni con assenza del bivalve è 79%, agosto 1999, e 66%, maggio 1999. La densità media oscilla da 340,44 ind/m^2, maggio 1999 a 228,88 ind/m^2, marzo 2000. Il peso umido medio varia da un massimo di 48,39 gr/m^2, maggio 1999 ad un minimo di 30,70 gr/m^2 agosto 1999. Il numero totale d'individui rilevati nei tre campionamenti oscilla da 138 ind., maggio 1999, a 47 ind., agosto 1999.

La distribuzione spaziale delle stazioni dove è segnalata la presenza di *L. lacteus* segue la fascia perimetrale della laguna, con una totale assenza d'organismi vivi nel corpo centrale del bacino idrico. Dai dati si evince come il numero totale degli individui subisce una diminuzione nella stagione critica estiva legata probabilmente alla comparsa di crisi distrofiche localizzate per lo più nel corpo centrale del bacino che coincide con la zona più profonda circa 6 m della laguna di Varano.

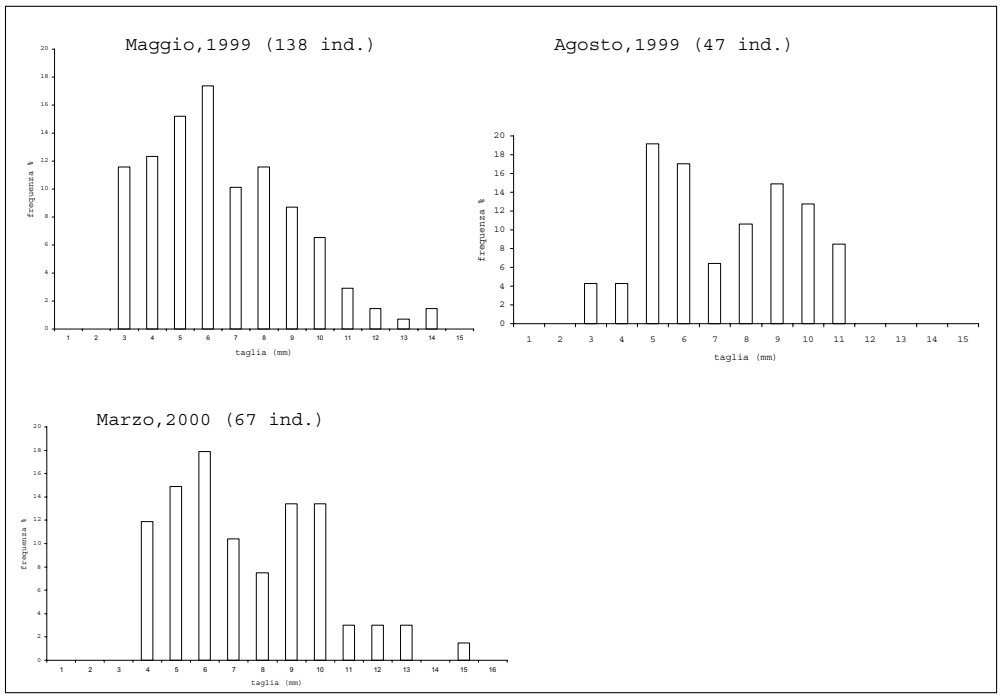


Fig. 1 - Distribuzione delle classi di taglia, *Loripes lacteus,* Laguna di Varano (FG).
Size-class distribution frequency (shell-length), Loripes lacteus, *Varano Lagoon (FG).*

Tab. 1 - Dati di densità e peso umido di *Loripes lacteus* (maggio-agosto 1999 e marzo 2000).
Density and wet weight of Loripes lacteus *in (May-August 1999 and March 2000).*

		Maggio 1999	Agosto 1999	Marzo 2000
Densità della zona popolata (N° di ind./m^2)	media	340,44	189,77	228,88
Peso umido (gr./m^2)	media	48,39	30,70	39,55
Percentuale staz. della laguna con presenza di *Loripes lacteus*		34%	21%	25%
Percentuale staz. della laguna con assenza di *Loripes lacteus*		66%	79%	75%
N.° tot. di *L.lacteus* rinv.		138	47	67

L'analisi degli istogrammi (Fig. 1) mostra diversificazioni nella distribuzione degli individui per classi di taglie. Le taglie più piccole 3-4 mm di lunghezza sono state rinvenute durante i campionamenti di maggio ed agosto 1999, rispettivamente con 13 ind. di 3 mm e 17 ind. di 4 mm, maggio 1999; 2 ind. di 3 mm e 3 ind. da 4 mm ad agosto 1999. La taglia più grande 15 mm di lunghezza è stata rinvenuta durante il campionamento di marzo 2000. L'analisi degli istogrammi sembra indicare la presenza di due generazioni di *L. lacteus* durante il campionamento. Si è inoltre proceduto mediante ANOVA alla verifica dell'ipotesi nulla d'uguaglianza tra le taglie medie del *L. lacteus* al variare della stagione di campionamento. Il test ha fornito $F=4{,}542$ e $P<0.016$. Il test evidenzia che la differenza tra le taglie medie è statisticamente significativa al variare della stagione.

Questo lavoro, rappresenta uno studio preliminare sulla popolazione del bivalve *L. lacteus,* ed essere, una base per future ricerche al fine di colmare le lacune sulla biologia di questa specie, ritenuta una delle specie più abbondanti e diffuse nella macrofauna bentonica delle lagune del Mediterraneo.

Ringraziamenti

Si ringrazia il Dr. Gerardo Carapella per la collaborazione tecnica.

Bibliografia

BEDULLI D., SABELLI R. (1990) - È possibile una zoogeografia delle lagune mediterranee attraverso la distribuzione dei molluschi? *Oebalia*, (Suppl.) **15** (1): 133-141.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 639-641

L. Sgro, M. Mistri

Dipartimento di Biologia, Sezione di Biologia Evolutiva, Università di Ferrara,
Via L. Borsari, 46 - 44100 Ferrara, Italia.

PRIME OSSERVAZIONI SUL CICLO BIOLOGICO DELLA SPECIE ALLOCTONA *MUSCULISTA SENHOUSIA* BENSON IN CANTOR 1842 (MYTILIDAE)

EARLY OBSERVATIONS ON THE BIOLOGICAL CYCLE OF THE NON-INDIGENOUS SPECIES MUSCULISTA SENHOUSIA *BENSON IN CANTOR 1842 (MYTILIDAE)*

Abstract

A histological study on the biological cycle of the Asian date mussel Musculista senhousia *was done. Specimens were collected, at about monthly frequency, at a site in the Sacca di Goro (Ferrara, Italy). The species is gonochoric, and its biological cycle is divided into four main stages: developing in spring, ripe in summer, spawning in autumn and resting in winter.*

Key-words: Musculista senhousia*, biological cycle, gonad, Adriatic Sea.*

Introduzione

La Sacca di Goro, ambiente marino costiero dell'Alto Adriatico, è interessata da una elevata eutrofizzazione, dovuta a cause naturali ed antropiche. In ecosistemi molto disturbati come questo, diventano dominanti le specie opportuniste, come *Musculista senhousia*, mollusco bivalve della famiglia Mytilidae, che ha colonizzato in pochi anni ampie zone della laguna (i primi ritrovamenti, non documentati, risalgono al 1993), raggiungendo densità di oltre 1000 individui m^{-2} (Turolla, 1999). Specie nativa delle coste siberiane e giapponesi, ha la caratteristica di formare tappeti di filamenti di bisso estesi e compatti sopra il fondale, che fanno da barriera tra il fondale stesso e la colonna d'acqua, limitando gli scambi gassosi e danneggiando fortemente le coltivazioni di bivalvi fossori, che non riescono ad estendere i loro sifoni sopra il denso tappeto per nutrirsi. È, quindi, una specie particolarmente nociva per la venericoltura, attività molto diffusa nell'area di studio considerata. In letteratura internazionale mancano ricerche sul ciclo biologico di *M. senhousia*; le uniche notizie provengono da citazioni indirette del 1969-70 (George e Nair, 1974), dedotte da uno studio di dinamica di popolazione. Questa ricerca si prefigge, come obiettivo, di fornire osservazioni preliminari atte a ricostruire il quadro completo del ciclo riproduttivo della specie, attraverso l'analisi istologica delle fasi di sviluppo e maturazione della gonade nei diversi periodi dell'anno.

Materiali e metodi

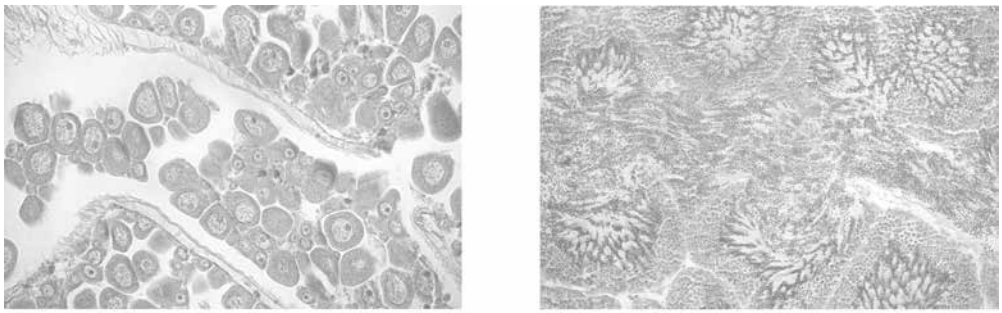
I campionamenti sono stati effettuati nell'arco di un anno con frequenza pressappoco mensile (maggio, giugno, luglio, agosto, settembre, ottobre, dicembre 1999, gennaio, marzo e aprile 2000), in una stazione posta a ridosso dello scanno sabbioso in prossimità della bocca a mare della Sacca. Per ogni campionamento sono stati esaminati circa dieci individui di sesso maschile e dieci individui di sesso femminile, di taglia compresa tra 15 e 30 mm. La lunghezza di ciascun esemplare di *M. senhousia* è

stata misurata con un calibro (precisione 0,05 mm). La conchiglia di ogni campione è stata aperta, mediante recisione dei muscoli adduttori anteriore e posteriore, per mezzo di bisturi; il corpo del mitilide, una volta privato delle valve, è stato fissato in Bouin e incluso successivamente in paraffina. I campioni, poi, sono stati sezionati al microtomo. Le sezioni di 7 μm di spessore, contenenti la gonade, sono state colorate per l'indagine istologica con il metodo di Azan-Mallory.

Risultati

M. senhousia è una specie gonocorica, in quanto in tutti i campioni raccolti sono sempre stati trovati maschi e femmine di tutte le taglie esaminate. Per quanto concerne il ciclo riproduttivo, in questa prima analisi si sono potute distinguere quattro fasi: riposo, differenziazione, maturità, emissione.

La fase di riposo interessa i mesi di dicembre e gennaio; la gonade appare molto ridotta e scarica, e presenta ampie lacune, che verranno riassorbite. I follicoli appaiono vuoti e collassati, e al loro interno sono riconoscibili alcuni gameti maturi, residui dell'emissione precedente. Gli spazi interfollicolari sono ampi. Nel mantello non è rimasto ormai quasi nulla della gonade. Il sesso dell'individuo in questo stadio è riconoscibile, a differenza di altri bivalvi. La fase di differenziazione gametica ha inizio a marzo e si protrae fino a maggio; la gonade si espande nel piede. A maggio il centro del lume follicolare è pieno di gameti maturi, mentre sulla parete intrafollicolare si osservano ancora gameti nei diversi stadi della gametogenesi. La fase di maturità perdura fino a settembre; la gonade si insinua nell'epatopancreas e nel mantello. Nella gonade femminile sono visibili ampie zone con oociti in degenerazione, ma sulla parete dei follicoli sono presenti molti oociti nelle prime fasi di differenziazione: probabilmente hanno il compito di rimpiazzare gli oociti che stanno degenerando. L'emissione ha inizio a settembre e si protrae fino ad ottobre. Nei follicoli femminili sono presenti molti oociti maturi, con ampio nucleo vescicoloso e nucleolo ben evidente; sono riconoscibili ampie zone di degenerazione. Sono ben visibili ovidotti (Fig. 1a) e spermiodotti (Fig. 2b), in cui immettono i follicoli, pieni di gameti maturi ma con lume libero.



a) b)

Fig. 1 - a) Sezione di gonade femminile a settembre: ovidotto pieno di oociti, pronti per essere emessi. I follicoli sono pieni di gameti maturi, che hanno ampio nucleo vescicoloso e necleolo ben evidente.
b) Sezione di gonade maschile a settembre: il lume dei follicoli appare libero e gli spermiodotti sono invece ricolmi di gameti maturi in fase di emissione.

a) Section of a female gonad in September: oviduct full of oocytes ready to be axtruded. Follicles are full of gametes with wide nucleus and evident nucleulus.
b) Section of a male gonad in September: the follicles are empty whereas the sperm ducts are full of spermatozoa ready to be extruded.

Conclusioni

Nei mesi invernali si osserva una fase di riposo. In primavera la gonade è in differenziazione. I maschi sono in una fase più avanzata delle femmine e si notano, per entrambi i sessi, individui a diversi stadi di differenziazione. Nel periodo estivo la gonade è matura, e nella femmina sono evidenti segni di stress sempre maggiori, quasi certamente imputabili a condizioni esterne non ottimali per la specie. Probabilmente il riassorbimento del vitello, che si manifesta con la degenerazione oocitaria, è dovuto al fatto che la produzione di oociti richiede un forte investimento energetico (Bayne, 1976). Pertanto, dato che dai preparati istologici non risulta una emissione massiva, anche se non è da escludere l'occasionale emissione da parte di alcuni individui durante tutto il periodo estivo, vi è un recupero di parte di questi nutrienti. Tra gli oociti in disfacimento, si notano gameti in differenziazione: probabilmente sostituiranno gli oociti in degenerazione. A settembre la degenerazione, ormai, è molto diffusa. E', però, anche il momento in cui si osserva un'emissione consistente, in quanto i gonodotti sono ricolmi di gameti maturi e i follicoli hanno il lume libero. A settembre, perciò, le femmine sono soggette a forte stress, in quanto presentano ampie zone di degenerazione, ma è proprio in questo mese che ha inizio la fase di emissione; forse il fattore scatenante è la temperatura dell'acqua, che, per quanto riguarda l'area considerata, diminuisce velocemente in questo periodo (dai 30°C di agosto ai 20°C di settembre). L'emissione si protrae fino ad ottobre.

Bibliografia

BAYNE B.L. (1976) – *Marine mussels: their ecology and physiology*. Cambridge University Press: 506 pp.

GEORGE E.L., NAIR N.B. (1974) - The growth rates of the estuarine mollusc *Musculista arcuatula* Yamamoto and Habe (Bivalvia: Mytilidae). *Hydrobiologia*, **45**: 239-248.

TUROLLA E. (1999) – Nuovi ospiti per la Sacca di Goro. *Laguna*, **4**: 32-35.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 642-644

R. Simonini, F. Molinari, D. Prevedelli

Dipartimento di Biologia Animale, Università degli Studi di Modena e Reggio Emilia,
Via Campi, 213/D - 41100 Modena, Italia.

I CROMOSOMI DI *DINOPHILUS GYROCILIATUS* (POLYCHAETA: DINOPHILIDAE): IL CARIOTIPO FEMMINILE

THE CHROMOSOMES OF DINOPHILUS GYROCILIATUS *(POLYCHAETA: DINOPHILIDAE): THE FEMALE KARYOTYPE*

Abstract

The sex ratio of Dinophilus gyrociliatus *is affected by genetic, environmental and maternal factors, but it was suggested that sex was determined by male heterogamety. In female embryos, a diploid number of 24 chromosomes was determined. Preliminary results on male embryos karyotype evidenced 2n = 23 chromosomes, confirming the occurrence of a XX-X0 sex chromosome system.*

Key-words: Dinophilus gyrociliatus*, sex ratio, sex determination, karyotype.*

Introduzione

In *Dinophilus gyrociliatus*, piccolo polichete interstiziale cosmopolita, è possibile distinguere le femmine dai maschi fin dallo stadio di zigote: le femmine adulte producono capsule ovigere contenenti sia grandi uova "di tipo femminile" (diametro 100 µm) sia piccole uova "di tipo maschile" (40 µm) dalle quali, di norma, si sviluppano rispettivamente le femmine e i maschi. La sex ratio della discendenza è influenzata da fattori genetici, ambientali e materni, tuttavia la presenza di un singolo cromosoma univalente durante la metafase I degli spermatociti ha suggerito che la determinazione del sesso del singolo zigote dipenda dalla eterogametia maschile di tipo XX-X0, anche se finora è stata fornita solo una stima del numero cromosomico (Martin e Traut, 1987; Prevedelli e Simonini, 2000). È stato quindi intrapreso lo studio del cariotipo femminile e maschile, con l'obiettivo di determinare con precisione il numero cromosomico e di confermare l'esistenza di differenze cariologiche tra i due sessi. In questo lavoro sono presentati i risultati relativi al cariotipo femminile.

Materiali e metodi

Sono stati utilizzati tre ceppi di animali provenienti dai porti di Ravenna, Taranto e Livorno. Gli embrioni femminili di 1 o 2 giorni sono stati esposti a tre cambi di una soluzione ipotonica (acqua marina e acqua deionizzata nei rapporti 1:1, 1:2, 1:4) della durata di 10' ciascuno e quindi fissati in una miscela di metanolo: acido acetico 3:1 alla temperatura di 4°C per almeno 30'. Il materiale è stato macerato su un vetrino con una goccia di acido acetico al 50% per circa 1' e quindi frammentato con aghi da dissezione. I vetrini asciugati all'aria per 24 h, sono stati colorati con una soluzione di Giemsa al 10% in tampone fosfato pH 7.0 a temperatura ambiente per circa 20', montati con DPX e osservati al microscopio ottico. Sono state valutate: a) la lunghezza totale, b) la lunghezza relativa aploide, c) l'arm ratio di ciascun cromosoma. In base ai valori ottenuti, i cromosomi sono stati classificati ed assortiti in coppie di omologhi. (Levan *et al*., 1964).

Risultati

In tutte le popolazioni considerate, la colorazione con Giemsa ha evidenziato la presenza di 2n=24 cromosomi (Fig. 1). Le misure effettuate sui cromosomi di 6 piastre metafasiche sono riportate in Tab. 1. La lunghezza dei cromosomi varia da un massimo di circa 2.8 µm ad un minimo di circa 0.7 µm. La coppia 1 è distinguibile dalle altre perché è la più grande (2.83±0.38 µm) ed è l'unica costituita da cromosomi nettamente subtelocentrici. È possibile individuare in base alle dimensioni e alla posizione del centromero anche le coppie 2 e 3. Le coppie dalla 4 alla 10, costituite da cromosomi metacentrici o submetacentrici le cui dimensioni decrescono gradualmente, risultano invece difficilmente distinguibili. Le coppie 11 e 12 si possono identificare facilmente, essendo le sole costituite da cromosomi molto piccoli (0.90±0.16 µm e 0.68±0.10 µm rispettivamente), che tuttavia, in alcune piastre non sono visibili perché nascoste dai cromosomi più grandi.

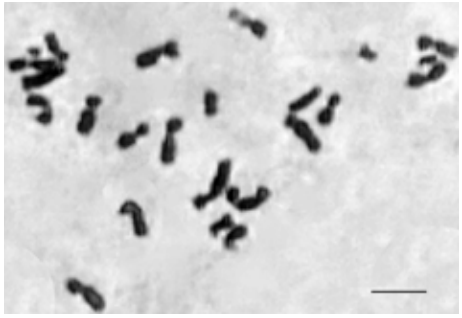


Fig. 1 - *Dinophilus gyrociliatus*. Piastra metafasica femminile colorata con Giemsa. Lunghezza barra: 3 µm.
Dinophylus gyrociliatus. *Female metaphasic plate stained with Giemsa. Scale bar: 3 µm.*

Discussione e conclusioni

Il cariotipo femminile di *Dinophilus gyrociliatus* è costituito da 2n=24 cromosomi. Le dimensioni dei cromosomi di questa specie sono relativamente modeste anche tra i policheti e questo dipende probabilmente dalla limitata quantità di DNA presente nel genoma (contenuto aploide in DNA=0.07 pg) (Soldi *et al*., 1994), una fra le più basse osservate negli invertebrati. E' stato ipotizzato che le piccole dimensioni del genoma di *D. gyrociliatus* e di altre specie interstiziali siano correlate, almeno in parte, non solo alla taglia, ma anche ad altri aspetti legati alla vita in questi microhabitat, come progenesi, vita breve, rapido raggiungimento della maturità sessuale e produzione di poche uova di grandi dimensioni spesso protette da capsule o tubi gelatinosi (Soldi *et al*., 1994).

Per quanto riguarda il cariotipo femminile di questa specie, i nostri risultati si differenziano da quelli osservati in precedenza, che riportano n=15-16 "elementi cromosomici" (Martin e Traut, 1987). D'altra parte l'esame preliminare di alcune piastre metafasiche maschili sembra evidenziare che il cariotipo maschile sia costituito soltanto da 2n=23 cromosomi.

L'esistenza di differenze cromosomiche tra i due sessi e la recente scoperta di ulte-

riori fattori ambientali e materni (Prevedelli e Simonini, 2000) in grado di influenzare la sex ratio, come dieta, salinità ed età della madre, rafforzano l'ipotesi secondo cui in *D. gyrociliatus* meccanismi distinti regolino il controllo della sex ratio e la determinazione del sesso del singolo zigote. Il controllo della sex ratio appare progamico e dipendente sia da fattori genetici che ambientali, mentre la determinazione del sesso sarebbe singamica di tipo XX-X0 (Martin e Traut, 1987).

Tab. 1 - *Dinophilus gyrociliatus*. Misure e classificazione dei crommosomi femminili (st: subtelocentrico, sm: submetacentrico, m: metacentrico).
Dinophilus gyrociliatus. *Chromosome measurements and classification of the female chromosomes (st: subtelocentric, sm: submetacentric, m: metacentric).*

Coppia no.	Lunghezza (μm)		Lunghezza relativa (%)		Arm ratio		Tipo
	Media	±2ES	Media	±2ES	Media	±2ES	
1	2.83	0.38	14.0	1.9	0.31	0.02	st
2	2.37	0.28	11.7	1.2	0.48	0.05	sm
3	2.15	0.33	10.6	0.4	0.36	0.08	st/sm
4	1.96	0.31	9.7	0.6	0.65	0.09	m
5	1.88	0.32	9.2	0.5	0.70	0.08	m
6	1.77	0.23	8.8	0.5	0.57	0.09	sm
7	1.64	0.25	8.1	0.4	0.68	0.07	m
8	1.47	0.26	7.2	0.4	0.60	0.08	m/sm
9	1.39	0.28	6.8	0.6	0.50	0.05	sm
10	1.23	0.17	6.1	0.3	0.52	0.09	sm
11	0.90	0.16	4.5	0.7	0.60	0.07	m
12	0.68	0.10	3.4	0.3	0.46	0.10	sm

Bibliografia

LEVAN A., FREDGA K., SANDBERG A.A. (1964) - Nomenclature for centromeric position on chromosomes. *Hereditas*, **52**: 201-220.

MARTIN F., TRAUT W. (1987) - The mode of sex determination in *Dinophilus gyrociliatus* (Archiannelida). *Int. J. Inv. Reprod. Develop*., **11**: 159-172.

PREVEDELLI D., SIMONINI R. (2000) - Effects of salinity and two food regimes on survival, fecundity and sex ratio in two groups of *Dinophilus gyrociliatus* (Polychaeta: Dinophilidae). *Mar. Biol*., **137**: 23-29.

SOLDI R., RAMELLA L., GAMBI M.C., SORDINO P., SELLA G. (1994) - Genome size in Polychaetes: relationship with body lenght and life habit. In: Dauvin J.C., Laubier L., Reish D.J. (eds), Actes de la 4ème Conférence internationale des Polychètes. *Mém. Mus. natn. Hist. nat., Paris*, **162**: 129-135.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 645-646

N. Spanò

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina,
Università di Messina, Salita Sperone, 31
98166 S. Agata, Messina, Italia.

PRESENZA DI *PARTHENOPE EXPANSA* (MIERS, 1879) (DECAPODA: PARTHENOPIDAE) NELLO STRETTO DI MESSINA

PRESENCE OF PARTHENOPE EXPANSA *(MIERS, 1879) (DECAPODA: PARTHENOPIDAE) IN THE STRAIT OF MESSINA*

Abstract

Information is given on the record of Parthenope expansa *(Decapoda: Parthenopidae) in the Strait of Messina. Also morphometric and ecological data are presented. Specimens were found on hard substrata at depth between 47-190 m.*

Key-words*: decapod crustaceans, Messina Straits.*

Introduzione

In questa nota sono riportati i dati relativi al ritrovamento nello Stretto di Messina di una specie carcinologica a prevalente diffusione atlantica. In particolare, si tratta del brachiuro *Parthenope expansa* (Miers, 1879), specie che vive in Oceano Atlantico fra 30 e 200 metri su fondi sabbiosi, ciottolosi e su corallo e roccia (Falciai, 1992) segnalata per la prima volta in Mediterraneo a largo dell'Isola di Creta (Adensamer, 1898) e successivamente ritrovata da Pastore (1975) lungo le coste siciliane a Nord del Golfo di Catania, nello Ionio occidentale a profondità comprese fra 50 e 60 metri su sabbia grossolana, e da Garcia Raso (1989) nel Mare di Alboran su corallo rosso.

Il ritrovamento di questa specie nello Stretto di Messina rientra in un studio più ampio condotto recentemente sulla biodiversità di quest'area le cui caratteristiche ecologiche e biogeografiche sono da tempo ampiamente riconosciute, così come l'eccezionalità del regime idrodinamico da cui queste dipendono. D'altra parte le conoscenze sulla fauna carcinologica sono ancora scarse ed inadeguate, in quanto nessuna indagine mirata è stata fino ad oggi condotta.

Materiali e metodi

I dati presentati in questa sede sono stati raccolti nel corso di due diverse campagne oceanografiche condotte nel luglio 1995 a bordo della N/O "Coopernaut Franca" nell'ambito di un programma sulla biodiversità dello Stretto di Messina, su progetto "POP Sicilia" della Regione Siciliana.

In particolare, sono stati effettuati campionamenti con benna e con draga sia su fondi mobili che su fondi rocciosi lungo il litorale siciliano dello Stretto di Messina, a profondità comprese fra 5 e 206 metri in 36 stazioni.

In quattro stazioni a profondità comprese fra 47 e 190 metri sono stati ritrovati 4 esemplari di *Parthenope expansa.*

Risultati

I 4 esemplari di *P. expansa* (3 ♂ ed una ♀ ovigera), sono stati riscontrati rispettivamente a 47, 55, 60 e 190 metri di profondità su fondali ascrivibili alla biocenosi del Coralligeno (C di Pérès e Picard, 1964) e della Roccia del Largo (RL di Pérès e Picard, 1964) nel settore Nord dello Stretto di Messina. Nelle quattro stazioni esaminate sono state riscontrate altre otto specie di crostacei decapodi (*Calcinus tubularis, Ebalia edwardsi, Ebalia deshayesi, Liocarcinus corrugatus, Parthenope massena, Catapaguroides timidus, Pagurus prideauxi e Pilumnus inermis*). Particolarmente significativo è il ritrovamento di *Parthenope expansa* insieme a *Pilumnus inermis* che è già stato ritrovato diverse volte nello Stretto di Messina in Biocenosi della Roccia del Largo su *Errina aspera* (Giacobbe e Spanò, 2001).

In Tab. 1 sono riportati sia i dati di stazione sia i dati riguardanti i singoli individui riscontrati.

Tab. 1 - Riepilogo dati stazione e dati biologici degli individui riscontrati.
Data station and data specimens found.

Stazioni	Profondità	Latitudine	Longitudine	Biocenosi	Sesso	Lunghezza carapace	Larghezza carapace
	m					mm	mm
A40	47	38°13'56	15°34'59	C	♂	8,7	9,9
B50	55	38°14'07	15°35'06	C	♂	9,5	10,4
B60	60	38°13'54	15°35'02	C	♂	7,3	8,4
Dg12	190	38°13'41	15°35'39	RL	♀ ovigera	9,8	11,9

Conclusioni

I ritrovamenti, sia dal punto di vista batimetrico che dal punto di vista più strettamente bionomico, concordano con i pochi dati riportati in letteratura e costituiscono un ulteriore contributo alla conoscenza della distribuzione di *Parthenope expansa* in Mediterraneo. È ovvio che il ritrovamento di questa specie nello Stretto di Messina deve essere collocato in un quadro ecologico ben preciso che riguarda questo particolare ambiente. È noto infatti che numerose specie a diffusione atlantica sembrano qui trovare rifugio.

È certo che il numero di queste specie è ancora largamente sottostimato, come testimoniato dalle segnalazioni effettuate ad ogni nuovo studio intrapreso in quest'area.

Bibliografia

ADENSAMER TH. (1898) – Decapoden Gesammelf auf S.M. Schiff Pola in den Jahren 1890-1894. *Zoologische Ergebnisse* XI. Denkschr. Akad. Wiss, Wien, **65**: 597-628.

FALCIAI L., MINERVINI R. (1992) – *Guida dei Crostacei Decapodi d'Europa*. Franco Muzzio Editore: 282 pp.

GARCIA RASO J.E. (1989) – Resultados de la secunda campana del I.E.O. para la exploracion de los fondos de Coral Rojo en el Mar de Alboran. Crustaceos Decapodos. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr*., **2** (5): 27-36.

GIACOBBE S., SPANO' N. (2001) – *Pilumnus inermis* (Decapoda, Brachiura) in the Straits of Messina and the Southern Tyrrhenian sea (Mediterranean sea): distribution and some aspects of its ecology. *Crustaceana,* **74** (7): 659-672.

PASTORE M. (1975) – Riscoperta di *Parthenope expansa* in Mediterraneo. *Mem. Biol. Mar. Ocean*., **5** (6): 145-154.

PÉRÈS J.M., PICARD J. (1964) – Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume*, **42** (58): 1-113.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 647-650

M. A. Todaro, C. Virno-Lamberti[1], M. Pulcini[1], D. Pellegrini[1], S. De Ranieri[2]

Dipartimento di Biologia Animale, Università di Modena e Reggio Emilia,
via Campi, 213/d - 41100 Modena, Italia.
[1] I.C.R.A.M., Roma, Italia.
[2] C.I.B.M., Livorno, Italia.

LA MEIOFAUNA DI UN'AREA SOGGETTA A SVERSAMENTO DI MATERIALE DI DRAGAGGIO

MEIOFAUNA OF A DREDGED MATERIAL DISPOSAL SITE

Abstract

The research was carried out at a sea disposal site located in the Ligurian Sea, some miles off the northern coast of Tuscany, Italy. In the site is preferentially dumped material dredged from the harbor of Leghorn, Tuscany. A faunistic survey of sediment cores taken in three impacted stations and in a control site a month after the dumping found representative of 13 major taxa. Abundance showed the usual trends of most meiofaunal studies with nematodes ranking first followed by harpacticoid copepods nauplii and polychaetes. While Anova cannot detect statistically significant differences between density of total meiofauna and most major taxa in the impacted vs a control site, Cluster analysis allocate on a separated branch the station subject to major discharge.

Key-words: *dredging operations, dumping, meiofauna, recolonization, benthos, Mediterranean Sea.*

Introduzione

Da tempo sono in atto ricerche volte al monitoraggio delle caratteristiche biotiche ed abiotiche di un'area del Mar Ligure sud-orientale (43°38' N; 9°59'E) scelta per lo sversamento del materiale di dragaggio del porto Livorno. Il fondale della zona presa in esame, posto a 105-110 metri di profondità, è costituito principalmente da sedimento di tipo argilloso-siltoso, con una trascurabile frazione sabbiosa. Le variazioni del profilo batimetrico dovute all'accumulo del materiale alloctono sono periodicamente monitorate con l'ausilio di un Side Scan Sonar, facilitando così anche a raccolta mirata del materiale da analizzare. Lo studio faunistico dapprima circoscritto al solo macrozoobenthos, per il quale è stata accertata la presenza di specie prevalentemente appartenenti alla biocenosi dei fanghi terrigeni costieri (Bianchi *et al*., 1995; ICRAM, 1997), è stato negli ultimi due anni 1999-2000 esteso anche al meiobenthos (cf Todaro et al., 2001). Nella presente relazione vengono fornite le informazioni su quest'ultima componente relativi alla campagna di prelievi effettuata nel luglio 2000, circa un mese dopo l'ultimo sversamento compiuto nel settore H, un quadrato di circa 1 miglio di lato.

Materiali e metodi

La meiofauna è stata estratta da carote di sedimento ottenute subcampionando il materiale prelevato con un box corer a gravitazione in tre siti (H3, H4 e H5) situati nell'area interessata dallo sversamento, ed in un sito (HB) situato in un'area adiacente non coinvolta utilizzata come controllo. In ognuna delle quattro stazioni di raccolta sono stati prelevati tre campioni, ciascuno dei quali è stato subcampionato inserendo manualmente nel sedimento per 2,4 cm un tubo di Plexiglas di 2,75 cm di diametro; in totale sono state ottenute 3 x 2 x 4 carote. La fauna è stata analizzata secondo le indicazioni fornite da Higgins & Thiel,

(1988). La significatività delle differenze osservate nelle abbondanze medie sono state valutate per mezzo dell'analisi della varianza (one-way ANOVA) o del t-test previa trasformazione x = log (x + 1) utilizzando il pacchetto aplicativo SigmaStat, Jandel Co, CA (USA). La cluster analysis è stata condotta utilizzando il programma computerizzato PRIMER, Plymouth, UK.

Risultati e discussione

L'ispezione al microscopio binoculare del sedimento defaunato ha consentito di accertare che l'efficienza del tipo di estrazione adottato è stato pressoché del 100%, solo rari esemplari di nematodi erano infatti rimasti associati al sedimento originario.

Nei campioni esaminati sono stati rinvenuti organismi appartenenti a 13 diversi gruppi sistematici, di cui sette presenti in tutte le stazioni. Il sito di controllo HB ed uno dei siti di scarico H3, sono risultati quelli ospitanti il più alto numero di taxa, 12 (Tabelle 1, 2).

Tab. 1 - Densità media ± deviazione standard (ind./10 cm^2) dei gruppi principali e del popolamento complessivo rinvenuto nei quattro siti investigati. L'abbondanza relativa (%) dei singoli taxa è stata calcolata in relazione alla densità totale.

Mean density ± standard deviation (ind./10 cm^2) of major taxa and total meiofauna found in four investigated sites. The relative abundance (%) of single taxa is derived from total density.

	Stazioni di raccolta			
	HB	**H3**	**H4**	**H5**
Nematoda*	271 ± 66,7 (74,	431 ± 74, (75,	345, ± 26, (81,	145, ± 78,4 (57,
Harpacticoida	39, ± 17,1 (10,	62, ± 9,1 (11,	48,2 ± 11, (11,	53,4 ± 36,2 (21,
nauplii	19, ± 13,4 (5,3)	32, ± 12, (5,7)	13,3 ± 4,2 (3,1)	24,7 ± 20,8 (9,8)
polychaeta	16, ± 7,0 (4,5)	24, ± 7,8 (4,3)	11,9 ± 6,6 (2,8)	23,0 ± 11,4 (9,1)
Kinorhyncha	4,3 ± 5,4 (1,2)	3,8 ± 0,5 (0,7)	0,5 ± 0,5 (0,1)	0,5 ± 0,9 (0,2)
Turbellaria	8,4 ± 3,3 (2,3)	8,1 ± 1,6 (1,4)	5,7 ± 5,7 (1,3)	3,5 ± 2,9 (1,4)
Ostracoda	1,9 ± 2,0 (0,5)	3,3 ± 2,2 (0,6)	0,3 ± 0,5 (0,1)	1,4 ± 1,7 (0,5)
Tanaidacea	0,5 ± 0,5 (0,1)	-	-	-
Cumacea	0,3 ± 0,5 (0,1)	0,5 ± 0,5 (0,1)	0,3 ± 0,5 (0,1)	-
Amphipoda	0,8 ± 0,0 (0,2)	1,1 ± 0,5 (0,2)	0,0 ± 0,0 (0,0)	-
Isopoda	0,5 ± 0,5 (0,1)	1,1 ± 0,5 (0,2)	0,5 ± 0,9 (0,1)	-
Acari	-	0,8 ± 1,4 (0,1)	0,3 ± 0,5 (0,1)	-
Hydrozoa	0,2 ± 0,3 (0,1)	0,5 ± 0,9 (0,1)	-	0,3 ± 0,5 (0,1)
Σ taxa: Ki-Hy	16, ± 8,5 (4,6)	19, ± 2,3 (3,4)	7,6 ± 7,0 (1,8)	5,7 ± 3,5 (2,3)
Meiofauna	**363,4 ± 91,1**	**569,9 ± 83,4**	**426,3 ± 17,9**	**252,6 ± 143,1**

*Differenze statisticamente significative (ANOVA, $p < 0,05$)

Le densità medie complessive sono variate da 252,6 ± 143,1 ind./10 cm^2 della stazione H5 a 569,9 ± 83,4 ind./10 cm^2 della stazione H3. Per la stazione di controllo HB è stata calcolata una densità media totale di 363,4 ± 91,1 ind./10 cm^2 (Tabelle 1, 2). I Nematodi, con densità comprese tra 145,8 e 431,2 ind./10 cm^2, sono risultati i meiobentonti più abbondanti, seguiti nell'ordine da Arpacticoidi, Nauplii e Policheti. I rappresentanti di altri nove gruppi, sono stati rinvenuti solo in piccolo numero e/o in maniera sporadica, raggiungendo al massimo una densità di 8,4 ± 3,3 ind./10 cm^2 (Turbellari, stazione HB, Tabella 1). Questi taxa, causa la loro scarsa abbondanza,

nel corso delle analisi statistiche sono stati raggruppati nella categoria "Altri" (cf. Fleeger *et al*., 1996).

Le abbondanze medie taxon specifiche, rientrano nel campo di variabilità ripor-

Tab. 2 - Località di raccolta e parametri strutturali.
Collecting sites and structural parameters.

Stazioni	N. di taxa	Diversità specifica (Shannon & Wiener) H'	Ricchezza (Margalef) D	Equitabilità (Pielou) J	1/dominanza
HB	12	0,964	1,866	0,269	0,253
H3	12	0,922	1,734	0,257	0,243
H4	10	0,714	1,486	0,215	0,190
H5	8	1,199	1,265	0,400	0,423

tato in letteratura per il tipo di sedimento e profondità investigati, posizionandosi tuttavia su valori medio bassi (Coull, 1988, Giere, 1993).

L'analisi della varianza non ha evidenziato differenze statisticamente significative tra le abbondanze medie della meiofauna totale e dei singoli taxa nelle quattro stazioni di raccolta. Unica eccezione è costituita dai Nematodi che sono risultati significativamente meno abbondanti nella stazione H5 rispetto alle altre stazioni (ANOVA, $P < 0,05$).

L'apporto percentuale dei singoli taxa alla composizione delle comunità meiobentoniche presenti nei siti investigati riflette fedelmente le tendenze riscontrate nelle abbondanze (Tabella 1). La composizione percentuale delle comunità meiobentoniche investigate non sembra differire in maniera sostanziale da quelle riportate per habitat con simili caratteristiche granulometriche e valori di batimetria. Una possibile eccezione è l'elevata percentuale 21,2% raggiunta dagli Arpacticoidi nella stazione H5 laddove i Nematodi hanno costituito solo il 57,8% del popolamento totale. Nonostante nella stazione H5 siano stati riscontrati un minor numero di taxa e densità di popolazione minore, la più equilibrata ripartizione percentuale dei taxa rinvenuti ha influito sui valori di diversità specifica e di equitabilità, calcolati utilizzando i taxa come fattori discriminanti, che in questo sito sono risultati i più elevati (cf. Tabella 2).

Benchè l'analisi della varianza non abbia rivelato sostanziali differenze significative tra le densità della fauna rinvenuta nelle diverse stazioni investigate, la stazione H5 risulta essere diversa dalle altre. Tale dato si evince dal risultato dell'analisi statistica multivariata "Cluster analysis" che, sulla base della matrice di similarità di Bray-Curtis, ha raggruppato in un unico cluster le stazioni HB, H3 e H4, collocando allo stesso tempo la stazione H5 in posizione isolata, su un ramo separato (Fig. 1). Questo dato unito ai valori di abbondanza, generalmente più bassi, e al minor numero di taxa rinvenuto nella stazione H5 potrebbe indicare che questa stazione è quella che più delle altre ha risentito dello sversamento di materiale alloctono; molto probabilmente ciò è dovuto alla maggiore quantità di materiale smaltito in questo sito che verosimilmente occupa una posizione centrale della più vasta area scelta come zona di scarico.

I risultati della presente ricerca concordano con quelli ottenuti dall'analisi dei campioni prelevati negli stessi siti nel 1999 (cf. Todaro et al., 2001); il maggior numero di taxa rinvenuti nei siti di scarico e i più alti valori di abbondanza riscon-

trati nel 2000 sono molto probabilmente dovuti al maggior lasso di tempo intercorso tra lo scarico del materiale e la raccolta dei campioni (ca 2 mesi nel 2000 vs ca 2 settimane nel 1999).

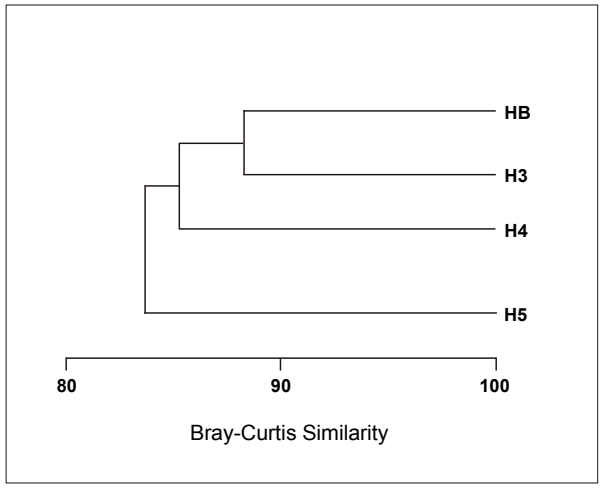


Fig. 1 - Dendrogramma di classificazione basato su matrice di similatirà di Bray-Curtis.
Classification dendrogram based on Bray-Curtis similarities.

Conclusioni

Quanto osservato conferma la rapida ricolonizzazione da parte della meiofauna del sedimento sversato; i valori prossimi alla significatività emersi in alcuni confronti, e la presenza di determinati taxa solo in alcuni siti indicano che il tempo di recupero della comunità bentoniche nei siti scelti per il dumping possono dipendere dalla quantità di materiale che di volta in volta viene sversato.

Bibliografia

BIANCHI C.N., CINELLI F., MORRI C. (1995) - Carta bionomica dei mari toscani: introduzione criteri informativi e note esplicative. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat.*,Memorie, serie A, suppl. **102**: 77-92.

COULL B. C. (1988) - Ecology of the marine meiofauna. In: Higgins R.P., Thiel H. (a cura di), Introduction to the Study of Meiofauna. *Smithsonian Institution Press*, Washington D.C.: 18-38.

FLEEGER J.W., SHIRLEY T.C., CARLS M.G., TODARO M.A. (1996) - Meiofaunal recolonization experiment in oiled sediments. In: Rice S., Spies A., Wolfe D.A., Wright B.A., (a cura di), Proceedings of the Exxon Valdez oil spill symposium. *American Fisheries Society Symposium*, Bethesda, MD: 271-285.

GIERE O. (1993) - Meiobenthology. The Microscopic Fauna in Aquatic Sediments. *Springer-Verlag*, Berlin: 328 pp.

ICRAM (1997) - Risultati della campagna di monitoraggio effettuata sulle aree marine utilizzate per lo scarico dei materiali dragati nel Porto di Livorno. Subaree G, H: 38 pp.

HIGGINS R.P., THIEL H. (a cura di) (1988) - Introduction to the Study of Meiofauna. *Smithsonian Institution Press*, Washington D.C.: 287 pp.

TODARO M.A., VIRNO-LAMBERTI C., PULCINI M., PELLEGRINI D., DE RANIERI S. (2001) – Monitoraggio di un'area soggetta a sversamento di materiale di dragaggio: evidenza di una rapida ricolonizzazione dei fanghi da parte della meiofauna. *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 865-868.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 651-654

L. Alcaro, T. Chieruzzi, C. Farchi, M. Penna, M. Tufano, E. Amato

Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare, ICRAM,
Via di Casalotti, 300 – 00166 Roma, Italia.

VALUTAZIONE DEL DANNO AMBIENTALE CONSEGUENTE LA PERDITA DEL CARICO DI CARBONE DELLA M/N EUROBULKER IV. PRIMA FASE

ASSESSMENT OF THE ENVIRONMENTAL DAMAGE RESULTING FROM THE LOSS AT SEA OF THE M/V EUROBULKER IV STEAM COAL CARGO. PHASE ONE

Abstract

On September the 8th 2000, the M/V Eurobulker IV sank in the S. Pietro Channel (SW Sardinia, Italy), releasing at sea its cargo made of 17,000 tons of steam coal. Before the clean-up operations start, the "phase one" of the evaluation of the resulting environmental damage was performed taking into account primarily the Posidonia oceanica *(L.) Delile beds and the sandy sediment. The study area was investigated both by divers and by means of a remotely operated vehicle.*

Key-words*: shipwrecking, steam coal, environmental damage assessment, benthos,* Posidonia oceanica.

Introduzione

L'8 settembre 2000 la M/N Eurobulker IV s'incagliò su una secca nel Canale di San Pietro (CA). Il carico, costituito da circa 17.000 t di carbone russo, destinato alla centrale ENEL di Portovesme, fu recuperato in minima parte (circa 400 t) prima che, il 3 ottobre, dopo violente mareggiate da NW, il relitto si spezzasse. Il carbone e parte dei combustibili di bordo si dispersero in mare. Successive mareggiate causarono il completo affondamento del relitto il 18 novembre. Il Servizio Difesa del Mare del Ministero dell'ambiente ha quindi incaricato l'ICRAM di svolgere indagini volte alla valutazione del danno ambientale causato dall'incidente.

Tenuto conto dell'esigenza di acquisire elementi idonei alla quantificazione economica del danno, si sono considerati prioritariamente i danni causati alla prateria di Posidonia e ai sedimenti sabbiosi. La possibilità di reimpiantare la Posidonia consente, infatti, di contemplarne i costi tra quelli di ripristino. Analogamente, attribuendo alle sabbie il valore di mercato per ripascimenti o acquariologia, è possibile monetizzare il danno causato dal loro prelievo durante la bonifica e dalla presenza di granuli di carbone che non sarà possibile eliminare. Obiettivi della fase dell'indagine precedente le attività di bonifica, sono stati la stima dell'estensione dell'area di fondale interessata dalle conseguenze della perdita dell'EUROBULKER IV e del suo carico e l'osservazione e documentazione degli effetti macroscopici di natura fisica prodotti sul dominio bentonico.

Materiali e metodi

Osservazioni e misure sono stati eseguiti in dodici stazioni (Tab. 1), posizionate con DGPS, lungo tre transetti (denominati 1, 2 e 3) che, partendo dal punto d'affondamento della carboniera (ϕ 39°12.45'N, λ 008°19.85'E), costituiscono, all'interno del canale,

un settore ampio 45° centrato sulla direzione del vento dominante (NW) (Baroli, 2000). Le profondità interessate sono comprese, all'incirca, tra 4 e 20 m. Su ciascun transetto sono state allocate quattro stazioni a distanze progressivamente crescenti a partire da una distanza di 0,2 MN dal relitto (0,3 MN tra A e B; 0,4 MN tra B e C; 1 MN tra C e D) (Fig. 1). L'indagine è stata realizzata con l'impiego di un *Remotely Operated Vehicle* (R.O.V.) e da sommozzatori muniti di veicoli subacquei.

Tab. 1 - Stazioni campionate.
Sampling stations.

Stazione	Profondità (m)	Fondale tipo*
A1	17	P
B1	18	R/P
C1	22	S/R/P
D1	12	S
C2	23	P
A2	20	S/P
B2	20	S/R/P
D2	14	S/P
A3	25	S/P
B3	20	R/P
C3	24	S/P
D3	16	S

* P: Posidonia; R: roccia; S: sabbia.

L'utilizzo di un R.O.V. ha permesso di esplorare i fondali circostanti le stazioni prescelte per un raggio di circa 200 m registrando immagini che hanno permesso di apprezzare la tipologia del fondale e i popolamenti bentonici, in particolar modo la rigogliosa prateria di *Posidonia oceanica* (Brambati, 1980).

Mediante le immersioni con A.R.A. è stato possibile osservare gli effetti macroscopici del carbone sui popolamenti bentonici e stimare la frequenza della presenza di particelle di carbone sul fondale sabbioso.

Risultati

Dalle immagini R.O.V. è stato osservato che l'area di maggior accumulo del carbone, situata a ridosso del relitto in direzione SE, è inscritta in un quadrilatero di circa 40 metri di lato all'interno del quale lo spessore del carbone varia tra un estremo in cui è possibile osservare pochi frammenti frammisti alla sabbia a quantitativi più considerevoli raggiungendo mediamente i 70 cm (misura effettuata con un'asticella graduata). La deposizione interessa anche ampi tratti di prateria di *Posidonia* che si presenta a macchia di leopardo. In alcuni casi, il carbone ricopre solo i rizomi, in altri copre le

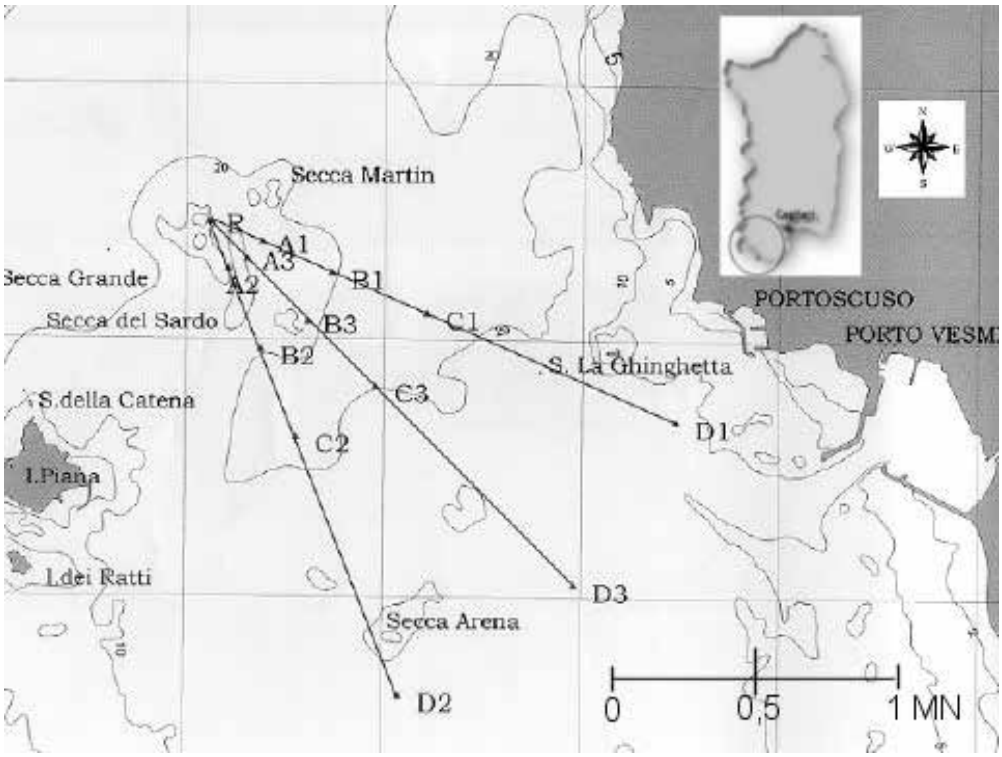


Fig. 1 - Area d'indagine.
Map of the area.

piante sin quasi alla punta delle foglie. Laddove il fondale è prevalentemente sabbioso, il carbone prendendo il posto della sabbia, forma *ripple marks* molto pronunciate o si accumula all'interno di queste mostrando, in questo modo, di avere un comportamento molto simile alla sabbia rispetto alle forzanti idrodinamiche.

Conclusioni

Il carbone, pur non essendo classificato tra le sostanze inquinanti ai sensi delle norme vigenti, rilasciato in mare dall'EUROBULKER IV ha causato effetti nocivi sensibili. Tra gli effetti di natura fisica sono state riscontrate abrasioni su poriferi e talli algali e sepoltura di bentonti sessili (Hyslop e Davies, 1998; Tripp *et al.*, 1981). Quasi il 45% del carico era costituito da frazioni di granulometria inferiore a 6,3 mm che sono state rapidamente disperse dalle correnti con possibili effetti soprattutto a carico degli organismi filtratori. Le frazioni più grossolane (il 37,1% era costituito da frazioni granulometriche comprese tra 10 e 50 mm) si sono invece depositate in prossimità del relitto. Circa i probabili effetti causati da metalli pesanti e idrocarburi, le caratteristiche del sito, un polo industriale, li rendono difficilmente distinguibili da quelli determinati dalle sorgenti d'inquinamento operativo preesistenti al sinistro.

Ringraziamenti

Si ringraziano vivamente per la collaborazione prestata, l'operatore ROV Luigi Manzueto e il tecnico Icram Michele Lisi e l'ENEL di Portoscuso.

Bibliografia

BAROLI M., DE FALCO G., PIERGALLINI G., MURRU E. (2000) - Valutazione della situazione dei fondali nell'area di Portovesme. *Contratto di servizio ENEL – IMC*.

BRAMBATI A., GHIRARDELLI E., GIACCONE G., OREL G., VIO E. (1980) - Bionomia del Canale di S. Pietro (Sardegna) ricerche sedimentologiche, idrologiche e rilievo aerofotogrammetrico in funzione della tipologia e della distribuzione delle comunità bentoniche. *Nova Thalassia,* **4**: 135-171.

HYSLOP B.T., DAVIES M.S. (1998) - Evidence for abrasion and enhanced growth of *Ulva lactuca* L. in the presence of colliery waste particles. *Environ. Poll.,* **101**: 117-121

TRIPP B.W., FARRINGTON J.W., TCAL J.M. (1981) - Unburned coal as a source of hydrocarbons in surface sediments. *Environ. Sci. Technol.,* **12**: 846-853.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 655-660

E. Amato, L. Alcaro, A. Ausili, T. Chieruzzi, C. Farchi,
G. Lauriano, M. Penna, M. Tufano

Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare, ICRAM,
Via di Casalotti, 300 – 00166 Roma, Italia.

SVERSAMENTO DI COMBUSTIBILE ORIMULSION® 400: VERIFICA DELLA PRESENZA DI RESIDUI BITUMINOSI NEL GOLFO DELL'ASINARA

ORIMULSION® 400 EMULSIFIED FUEL SPILLAGE: ASCERTAINMENT OF THE PRESENCE OF BITUMINOUS RESIDUALS IN THE GULF OF ASINARA (NW SARDINIA, ITALY)

Abstract

In February 2000, nearly 700 m³ of the emulsified fuel Orimulsion® 400 were spilled from a containment basin in a power plant located in the NW Sardinian coast. The coastline and sea bottom in the Gulf of Asinara were investigated in order to assess if the product had reached the sea. By means of fingerprinting analysis of the sampled bituminous residues, traces of the product were identified on a beach located eastward from the power plant.

Key-words*: emulsified bitumen fuel, oil pollution, fingerprinting, Gulf of Asinara.*

Introduzione

Il combustibile Orimulsion® 400 è un'emulsione in acqua (sino al 30% in peso) di bitume venezuelano "Cerro Negro" con piccole quantità di tensioattivo (tridecilalcool etossilato e monoetanolammina, circa 0,2%) (PDVSA-Bitor e Bitor America Corp., 1999). Il 9 febbraio 2000 circa 700 m^3 di questo prodotto fuoriuscivano da una condotta ubicata all'interno della centrale termoelettrica Elettrogen S.p.A. di Fiume Santo (SS). Un'aliquota indeterminata, attraverso la rete di scarico delle acque piovane e il refluo della centrale, raggiungeva il mare. La particolare composizione dell'Orimulsion® 400 rende peculiare il suo comportamento quando versato: in breve tempo, il bitume si separa in forma di particelle di pochi millimetri di diametro, restando, prevalentemente, sotto la superficie. In funzione delle caratteristiche fisico-chimiche e della turbolenza delle acque, le particelle di bitume possono, poi, dare luogo a coalescenza e quindi affondare in masse cospicue (Bitor America, 1999). Sui bassi fondali, il moto ondoso può causare la risospensione e la deposizione sulla costa di questi residui. Nel marzo 2000, in seguito alle molte segnalazioni d'inquinamento da residui catramosi di tratti di costa del Golfo dell'Asinara attribuibili a questo sversamento, il Ministero dell'Ambiente, sollecitato dalla Prefettura di Sassari, incaricava l'Icram di condurre indagini.

Materiali e metodi

Acquisiti dati sulle caratteristiche oceanologiche delle acque costiere del Golfo e sullo stato del mare e verificata l'indisponibilità d'immagini satellitari utili, sono state realizzate campagne di controllo e prelievo di campioni lungo circa 50 km di costa e sui fondali prossimi alla centrale. Il vento di maestrale, che ha caratterizzato il periodo compreso tra il 9 febbraio e il 10 marzo, ha suggerito agli autori di ispezionare la superficie di fondale che si estende a est della centrale ("A" in Fig. 1).

A Est della centrale, sino a 20 m di profondità, sono stati esplorati in immersione con ARA e con l'ausilio di veicoli subacquei, diciannove transetti normali alla linea di costa e lunghi circa 0,8 miglia nautiche Tracce di deposizioni bituminose sono state ricercate anche mediante un veicolo a controllo remoto (ROV) manovrato da un'imbarcazione lungo dieci transetti paralleli alla costa sino alla batimetrica dei 30 m ("B" in Fig. 1). Il robot filoguidato è stato impiegato anche in una seconda area localizzata al largo di Punta Tramontana (Castelsardo) dove alcuni pescatori avevano riscontrato tracce oleose sugli attrezzi da pesca ("C" in Fig. 1). In totale è stata così esplorata una superficie di fondale pari a circa 1 miglia nautiche quadrate.

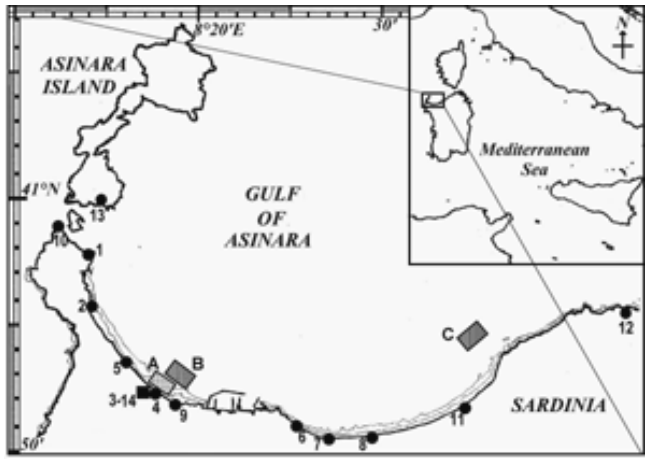


Fig. 1 - Area di studio. Sono evidenziate le isobate dei 5 e 10 m.
■ = Centrale di Fiumesanto ● = Stazioni di campionamento
A = Area ispezionata da operatori subacquei **B**, **C** = Area ispezionata tramite R.O.V.
Study Area. Isobaths of 5 and 10 m are shown.
■ = *Fiumesanto Power Plant* ● = *Sampling Stations*
A = *Area inspected by divers* **B**, **C** = *Areas inspected by ROV*

Lungo i tratti di costa interessati dalla presenza di aree di recente deposizione di catrame, sono state individuate 11 stazioni di campionamento (Fig. 1 e Tab. 3). In ciascuna stazione è stato prelevato un campione di bitume (fino a una profondità di 20 cm sul litorale sabbioso) e conservato in recipienti di vetro sterili. Per confrontarne la composizione rispetto all'Orimulsion® 400 prelevato presso la centrale e nel bacino di contenimento dal quale era fuoriuscito (*fingerprinting*), sono state svolte le seguenti analisi:

- analisi quali-quantitative degli idrocarburi alifatici (mediante GC-FID Varian 3600 e GC-MS Varian 3400/SATURN II)
- analisi quali-quantitative degli idrocarburi policlici aromatici (mediante GC-MS Varian 3400/SATURN II e HPLC)
- analisi del rapporto V/Ni e delle loro rispettive concentrazioni (mediante ICP Optima 3000 Perkin Elmer)
- analisi della frazione totale estraibile di idrocarburi (TPH)

I dati sono stati analizzati mediante un'analisi fattoriale multivariata (Birks, 1987; Morrison, 1976) e un'analisi gerarchica dei *clusters* (Saddocchi, 1981).

Tab. 1 - Concentrazione di idrocarburi alifatici (i valori sono espressi in mg/kg).
C18 = n-octadecano; C19 = n-nonadecano; C20 = n-eicosano;
C22 = n-docosano; C24 = n-tetracosano; C26 = n-esacosano;
C28 = n-octacosano; C30 = n-triacontano; C36 = n-esatriacontano.

Concentrations of the alifatic hydrocarbons (values in mg/kg).
C18 = n-octadecane; C19 = n-nonadecane; C20 = n-eicosane;
C22 = n-docosane; C24 = n-tetracosane; C26 = n-esacosane;
C28 = n-octacosane; C30 = n-triacontane; C36 = n-esatriacontane.

campione	C18	C19	C20	C22	C24	C26	C 28	C30	C36	pristano	fitano
1	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
2	83	139	175	89	87	85	167	124	<2	35	92
3	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
4	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
5	55	24	<2	<2	<2	<2	<2	<2	210	36	98
6	21	27	71	103	65	75	58	41	147	17	66
7	5,1	19	12	7	3,2	2,1	<2	<2	<2	4,5	8,9
8	21	27	33	42	26	18	15	8,8	<2	6,6	47
9	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
10	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	155	<2	<2
11	4,4	5,5	6,5	9,2	3,1	<2	<2	<2	<2	4,6	9
12	24	28	17	9,7	2,7	<2	<2	<2	<2	11	26
13	68	67	49	26	17	13	8,8	4,3	<2	15	42
14	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2

Risultati

Le concentrazioni di idrocarburi alifatici nei campioni prelevati sono mostrate in Tab. 1. I campioni di Orimulsion® 400 presi dall'oleodotto della centrale (n° 14) e i campioni n° 3 (bacino di contenimento), 4 (Fiume Santo) e 9 (Punta Minciaredda) non evidenziano tracce di n-alcani. I restanti campioni sono caratterizzati dalla presenza di n-alcani.

Il rapporto pristano/fitano è generalmente utilizzato per caratterizzare campioni di combustibile solo debolmente degradati. Questi ultimi composti non sono stati evidenziati nei campioni di Orimulsion® 400 (Tab. 1) e quindi non è stato possibile utilizzare tale misura.

Dall'analisi qualitativa della frazione alifatica via GC/MS, estraendo le masse m/z=191 si evidenzia il profilo cromatografico dei terpani e degli sterani. Tale profilo cromatografico, tipico per ogni tipo di petrolio, nell'Orimulsion® 400 risulta sostanzialmente confrontabile con quello dei campioni n° 3, 4 e 9, mentre si riscontra un profilo completamente differente per tutti gli altri campioni. Dall'analisi qualitativa della frazione aromatica in GC/MS si evidenzia che il rapporto C3-D/C3-P (trimetildibenzotiofeni/trimetilfenantreni) per l'Orimulsion® 400, determinato come rapporto tra aree, risulta pari a 1,6. Il valore di tale rapporto risulta confrontabile per i campioni n° 3, 4 e 9 mentre è sostanzialmente differente per tutti gli altri campioni (Tab. 2).

Il contenuto di V e Ni nel campione di Orimulsion® 400 è rispettivamente pari a 815 mg/kg (TPH) e 181 mg/Kg (TPH) con un rapporto V/Ni pari a 4,5 (Tab. 3). Valori confrontabili si ritrovano nei campioni n° 3, 4 e 9. I restanti campioni presentano invece un contenuto dei due metalli notevolmente inferiore e valori del rapporto V/Ni differente

(Tab. 3). Il rapporto V/Ni pari a 4,5 è tipico dei giacimenti di bitume sudamericani da cui è prodotto l'Orimulsion® 400 (Aalund, 1983).

L'analisi statistica dei risultati ottenuti in Tab. 1, 2 e 3 ha compreso l'analisi multivariata e l'analisi dei cluster.

Tab. 2 - Rapporti tra terpani Ts/Tm, C29 opano/C30 opano e idrocarburi policiclici aromatici metilati (trimetil dibenzotiofeni/trimetil fenantreni=C3-D/C3-P).

Ratios between terpanes Ts/Tm, c29 hopane/c30 hopane, and methylated PAH's (trimethyl dibenzothiophenes/trimethyl phenanthrenes=C3-D/C3-P).

campione	Ts/Tm	C29/C30	C3-D/C3-P
1	0,79	0,94	3,3
2	1,04	1,39	11,6
3	0,46	1,13	1,5
4	0,43	1,10	1,4
5	0,54	1,45	2,2
6	0,36	0,99	0,5
7	0,49	0,98	0,3
8	0,44	1,21	0,5
9	0,49	1,20	1,6
10	0,69	1,67	3,9
11	0,44	1,03	0,5
12	0,70	1,10	1,0
13	0,52	1,03	2,5
14	0,42	1,08	1,6

Tab. 3 - Concentrazione di V, Ni e TPH nei campioni prelevati. Il valore TPH è espresso in mg/kg; le concentrazioni di V e Ni in mg/kg TPH.

TPH, V and Ni contents of the samples. TPH is expressed in mg/kg; V e Ni concentrations in mg/Kg TPH.

Campione	Località	TPH	V	Ni	V/Ni
1	Scogliera 4	294508	54	16	3,4
2	Le Tonnare	201833	49	19	2,6
3	Bacino contenimento	613572	768	151	5,1
4	Fiume Santo	130618	1118	234	4,8
5	Saline	72680	391	116	304
6	Platamona	28954	79	55	1,4
7	Platamona	67397	169	59	2,9
8	Platamona	111265	40	39	1
9	Punta Minciaredda	192853	783	167	4,7
10	La Pelosa (scogli)	206276	118	35	3,3
11	Sorso Canguri	79537	11	21	0,5
12	Li Junchi	125753	142	70	2
13	Porto Vecchio	197701	41	21	2
14	Prelievo di Orimulsion da oleodotto Centrale	469204	815	181	4,5

Attraverso l'analisi multivariata è stato possibile osservare come molti dei campioni esaminati si posizionino in prossimità dello standard di riferimento; alcuni invece se

ne discostano notevolmente. Questo aspetto è stato messo in evidenza anche dalla *cluster analysis* (dendrogramma di *output* in Fig. 2), che mostra chiaramente due *cluster* separati. Il primo comprende i campioni n° 3, 4 e 9, oltre allo standard; il secondo i rimanenti.

L'analogia del campione n° 3 con lo standard di riferimento non risulta particolarmente sorprendente in quanto prelevato nel bacino di contenimento. I campioni n° 4 e 9, invece, sono stati raccolti lungo il litorale a est della Centrale (Fig. 1).

Per quanto concerne i fondali osservati, sono apparsi caratterizzati da una rigogliosa prateria di *Posidonia oceanica* (L.) Delile insediata su substrato mobile misto a roccia. Il rinvenimento, sulla spiaggia di Fiume Santo (staz. 4), di detriti di fanerogama agglomerati da catrame, ha suffragato l'ipotesi che una certa quantità di prodotto potesse essere stato trattenuto tra i rizomi. La prospezione dei fondali non ha, però, confermato quest'ipotesi.

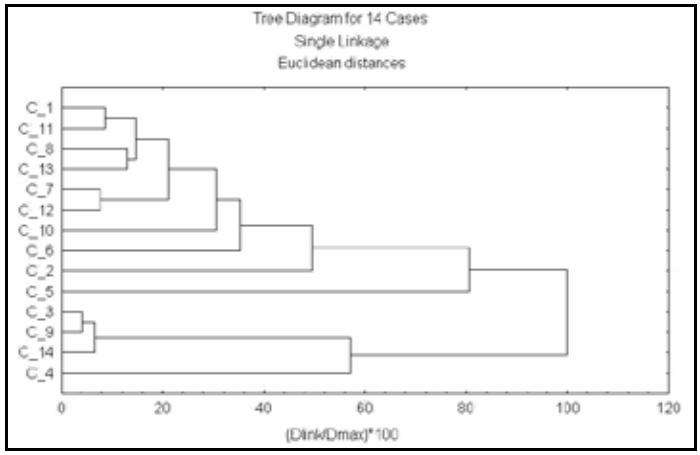


Fig. 2 - Cluster analysis, dendrogramma.
Cluster analysis, dendrogram.

Conclusioni

Il programma analitico adottato ha confermato la sua valenza nel consentire di riconoscere l'origine del prodotto petrolifero versato indipendentemente dai processi di trasformazione chimico-fisica cui va incontro con il passare del tempo (*weathering*). Tra i campioni analizzati, in gran parte originati da sversamenti di idrocarburi pesanti, sono attribuibili all'Orimulsion® 400 solo quelli raccolti lungo il tratto di costa a Est della centrale (stazioni n° 4 e 9; Fig. 1). Gli altri testimoniano la rilevanza, ambientale e socio-economica, dell'inquinamento "operativo" causato dal traffico cisterniero in un'area di particolare pregio naturalistico.

Le proprietà e la quantità dell'Orimulsion® 400 versato (PDVSA-Bitor e Bitor America Corp., 1999), le avverse condizioni meteo marine nelle settimane che hanno preceduto i prelievi, e l'elevata densità della prateria di *Posidonia oceanica* (L.) Delile che caratterizza i fondali esaminati sono i fattori che hanno determinato non solo la dispersione dell'inquinante ma anche la difficoltà di rinvenirlo sui fondali dimostratisi inquinati.

Ringraziamenti

Si ringraziano vivamente per la collaborazione prestata nelle diverse fasi dell'indagine i tecnici Icram Luigi Manzueto e Luca Salvatori, i Vigili del Fuoco di Sassari e del Distaccamento di Porto Torres, il Consorzio Servizio Agrometeorologico Regionale Sardo, i tecnici dell'Assessorato all'Ambiente del Comune di Porto Torres.

Bibliografia

AALUND R.L. (1983) - Guide to export crudes for the 80's: thirteen parts, a reprint from *Oil & Gas Journal* (reprinted from a series of articles April 11, 1983-December 19, 1983).

BIRKS H.J.B. (1987) - Multivariate analysis in geology and geochemistry: an introduction. *Chemon. Intell. Lab. Syst*., **2**: 15-28.

BITOR AMERICA CORP. (1999) - Orimulsion spill response manual, **1** (2): 1-19.

MORRISON D.F. (1976) - *Multivariate statistical methods*. 2nd ed. McGraw-Hill, NY: 32-6, 111-6, 128-141.

PDVSA-BITOR e BITOR AMERICA CORP. (1999) - *Orimulsion® spill response manual version* 1: 113 pp.

SADDOCCHI S. (1981) - *Manuale di analisi statistica multivariata per le scienze sociali*. Franco Angeli editore: 275 pp.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 661-664

S. Ancora, M.C. Fossi[1], A. Ausili[2], S. Greco[3], F. Andaloro[2], T. Romeo[4]

Dipartimento di Scienze dell'Uomo e dell'Ambiente, Università degli Studi di Pisa,
Via Volta, 6 - 56126 Pisa, Italia.
[1] Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Messina, Italia.
[2] ICRAM, Roma, Italia.
[3] Istituto Sperimentale Talassografico, CNR, Messina, Italia.
[4]Dipartimento di Scienze Ambientali, Siena, Italia.

LA PESCA CON L'ARPIONE NELLO STRETTO DI MESSINA

HARPOON FISHING IN THE STRAIT OF MESSINA

Abstract

This study reports results on two years of investigation (1999-2000) focused on swordfish (Osteichthyes, Xiphidae, Xiphias gladius *Linneo 1758) fishery carried out by harpoon. Census of fisheries, landings of swordfish and the by-catch species were described. Only for two sampled boats were reported also data on weight, lower jaw fork length, and sex composition of samples caught.*

Key-words*: harpoon fishing,* Xiphias gladius*, Strait of Messina.*

Introduzione

La pesca al pesce spada (*Xiphias gladius*) con l'arpione viene praticata nello Stretto di Messina sin da tempi remoti; durante la stagione estiva nella costa calabra e in quella siciliana vengono armate delle particolari imbarcazioni dette "motopasserelle" o "feluche" che giornalmente escono in mare dalle prime ore dell'alba fino al tramonto per la pesca del pescespada (Cavallaro *et al.,* 1996).

La nostra indagine è stata mirata all'analisi dell'andamento delle catture di pesce spada e allo studio di alcuni aspetti della biologia di questa specie in relazione a questa tradizionale tipologia di pesca.

Materiali e metodi

L'indagine è stata condotta durante gli anni 1999 e 2000, dal mese di aprile al mese di agosto nello Stretto di Messina e nelle aree limitrofe (Isole Eolie, Calabria ionica). Sono state effettuate rilevazioni giornaliere a bordo di due motopasserelle e rilevazioni giornaliere a terra degli sbarcati sul totale delle imbarcazioni (8).

Sono state rilevate misure di lunghezza (LFJL cm, estremità della mandibola - forca caudale) e peso degli esemplari pescati, suddivisi per sesso; la determinazione dei sessi è stata effettuata con osservazioni macroscopiche. È stato inoltre calcolato il rapporto sessi in funzione delle classi di lunghezza alla forca (LFJL cm). Le catture sono state espanse al totale delle imbarcazioni e, prendendo in considerazione i giorni utili, è stato effettuato il calcolo delle catture medie giornaliere per barca, espresse in peso (kg). E' stato inoltre caratterizzato l'impatto di questa pesca su altre specie (*by-catch)*, seguendo l'andamento delle catture per i due anni di attività.

Risultati e discussione

Nei due anni di attività sono stati campionati 426 esemplari, di cui 166 maschi e 260 femmine. Le dimensioni degli esemplari sono risultate comprese tra 110 e 215 cm

di LFJL, come si può osservare dagli istogrammi di frequenza di taglia (Fig. 1). L'analisi del rapporto tra i sessi ha messo in evidenza una prevalenza del numero delle femmine che hanno rappresentato il 61,03% del totale ($\chi^2 = 32.64$ - $p = 0.01$); in particolare tale prevalenza è risultata rappresentativa per le classi di taglia maggiori di 135 cm alla forca, in accordo con quanto affermato da altri autori (De Metrio e Megalofonou, 1987; De Metrio *et al*., 1995; Orsi Relini *et al*., 1996) (Tab. 1). In Tab. 2 sono descritte le stime dello sbarcato totale e mensile ottenute nei due anni di campionamento. Dall'analisi effettuata sulle barche campione si è osservato un incremento sul peso medio sia nei maschi che nelle femmine nei mesi di maggio, giugno e luglio, ed una diminuzione nei mesi di agosto; inoltre nei mesi di giugno e luglio sono state catturate femmine con gonadi fluenti, per cui si può affermare che questa specie si riproduca anche in quest'area nella stagione estiva, in accordo con Orsi Relini *et al*., 1996. L'analisi del by-catch ha mostrato catture rappresentative di aguglia imperiale (*Tetrapturus belone)* (3430 kg), tonno rosso (*Thunnus thynnus)* (1204 kg) e lampuga (*Coryphaena hippurus)* (119 kg). In base ai dati relativi alle catture giornaliere, ai giorni utili e al numero di esemplari si potrebbe tentare un calcolo dello sforzo di pesca ed il relativo CPUE, tuttavia per il breve periodo di campionamento (2 anni) e per l'insolita tipologia di pesca non sono stati ancora stabiliti parametri di riferimento specifici per il calcolo.

Tab. 1 - Rapporto sessi in funzione delle classi di taglia.
Sex-ratio related to size classes.

	105-135 cm	**> 135 cm**
Femmine	132	128
Maschi	130	36
% Femmine	50,4	78

Tab. 2 - Sbarcato mensile totale e giornaliero (1999-2000).
Monthly and daily total landings (1999-2000).

Mesi	**Giorni utili**		**kg/g**	**d.s**	**kg/g**	**d.s**	**totali (kg)**	
	1999	**2000**	**1999**		**2000**		**1999**	**2000**
Aprile	0	6	0		30		0	180
Maggio	82	119	38,1	4,25	25,8	2,08	3131	3075
Giugno	193	208	34,9	0,76	41,3	1,37	6745	8603
Luglio	180	183	32,6	1,41	36,3	1,38	5879	6646
Agosto	112	109	7,59	0,59	12,7	1,51	851	1385
Totale	**567**	**625**	**29,29**		**31,82**		**16606**	**19889**

Conclusioni

Questa pesca risulta altamente selettiva, come si osserva dagli istogrammi di frequenza di taglia. Viene praticata soltanto nella stagione estiva, ed è inoltre basata soltanto sull'abilità degli avvistatori e degli arpionatori che sfruttano le abitudini del pesce spada di risalire spesso in coppia in superficie o di saltare fuori dall'acqua. Nonostante incida per lo più su organismi in fase riproduttiva, il suo impatto sulla risorsa non ha

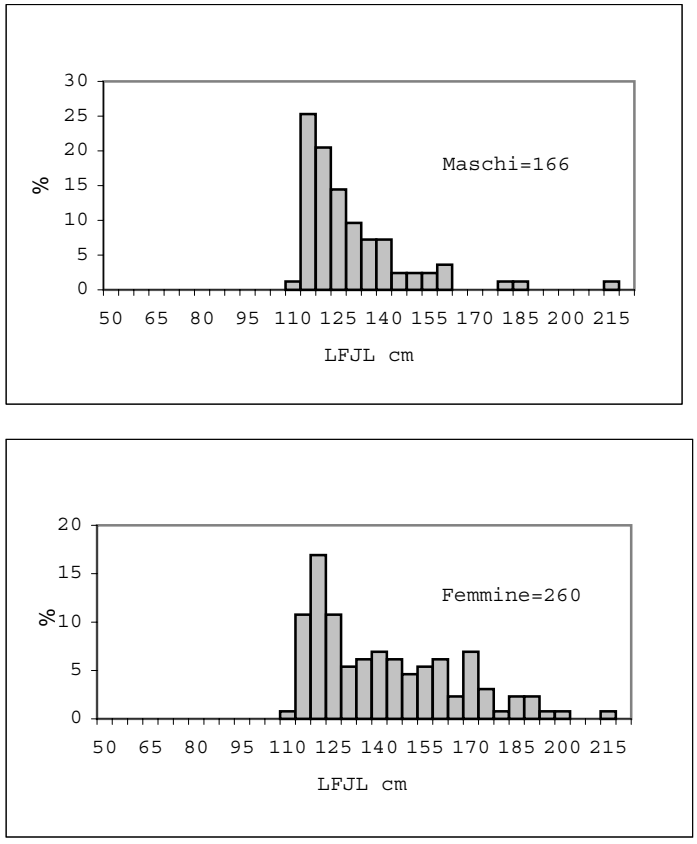


Fig. 1 - Distribuzione delle frequenze di taglia.
Size-frequency distributions.

la stessa incidenza di altri tipi di pesca; basti infatti pensare al numero di imbarcazioni che utilizzano reti e palangari derivanti che nello stesso periodo sbarcano enormi quantitativi di pescato e, in più lavorano per tutto l'anno nelle marinerie siciliane (Cavallaro *et al.,* 1996; Di Natale *et al*., 1996).

Sarebbe interessante riuscire a mantenere questa tradizionale tipologia di pesca che nel rispetto dell'ambiente e della risorsa, potrebbe essere trasformata in attività di pesca turismo e diventare una fonte alternativa di reddito in un'isola in cui molte tradizioni sono state ormai da tempo abbandonate.

Bibliografia

CAVALLARO G., LO DUCA G. (1996) - Aree di pesca del pescespada da parte delle marinerie della costa ionica siciliana. *Biol. Mar. Medit.,* **3** (1): 341-345.

DE METRIO G., GIACCHETTA F., SANTAMARIA N. (1995) – Sex ratio ed indice gonado somatico del pesce spada (*Xiphias gladius* L.) dello Ionio Settentrionale e dell'Adriatico Meridionale. *Biol. Mar. Medit*., **2** (2): 479-481.

DE METRIO G., MEGALOFONOU P. (1987) - Catch, size distribution, growth and sex-ratio of swordfish (*Xiphias gladius* L.) in the Gulf of Taranto. *Fao Fish. Rep*., **394**: 91-102.

DI NATALE A., MANGANO A., NAVARRA E., SCHIMMENTI G., VALASTRO M., BASCONE M., ASARO A. (1996) - La pesca del pescespada (*Xiphias gladius* L. 1758) in alcuni importanti porti tirrenici e dello Stretto di Sicilia tra il 1985 ed il 1994. *Biol. Mar. Medit.,* **3** (1): 346-351.

ORSI RELINI L., PALANDRI G., GARIBALDI F., CIMA C. (1996) - Accrescimento e maturazione del pescespada. Nuove osservazioni nel Mar Ligure. *Biol. Mar. Medit.,* **3** (1): 352-359.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 665-668

F. Bertolino, S. Lombardo, E. Asaro, P. La Scala, A. Santulli

Istituto di Biologia Marina, Lungomare D. Alighieri - 91016 Erice, Trapani, Italia.

MONITORAGGIO DELLA PICCOLA PESCA NELLA RISERVA NATURALE MARINA DELLE ISOLE EGADI (TRAPANI, SICILIA OCCIDENTALE)

MONITORING OF ARTISANAL FISHERY IN THE MARINE RESERVE OF EGADI ISLANDS (TRAPANI, WESTERN SICILY)

Abstract

A fishing survey with a trammel net was carried out around Marettimo island, in the Marine Reserve of Egadi, in order to improve our knowledge on the fish population object of artisanal fishery. Thirty-six experimental hauls were made during one year and a total of 49 species were collected.

Key-words: *marine reserve, artisanal fishery, reserve effect.*

Introduzione

L'istituzione della Riserva Naturale Marina delle Isole Egadi, la più estesa area marina protetta italiana (523 kmq), ha generato tensioni e conflitti nel mondo della pesca, soprattutto in quella costiera (Bertolino e Puleo, 1997).

In particolare nell'isola di Marettimo, la zona A, estesa poco meno di 5,7 km^2, ha precluso la maggior parte delle aree di pesca, acuendo le complesse problematiche socioeconomiche di una piccola isola, dove l'istituzione di una riserva entra in contrasto immediato con gli interessi delle popolazioni locali, che vivono quasi esclusivamente di pesca e turismo (Bertolino e Puleo, 1997).

Scopo della ricerca è stato quello di valutare le eventuali differenze della fauna ittica nelle aree di riserva dell'isola di Marettimo, avviando una campagna annuale di monitoraggio per mezzo di cale sperimentali bimestrali.

Materiali e metodi

Sono state individuate tre aree di pesca, nella zona A (riserva integrale), nella zona B (riserva generale) e nella zona C (riserva parziale). Le 36 cale, 12 per ciascuna zona, sono state effettuate con un tremaglio avente le seguenti caratteristiche: lunghezza 1.000 metri, altezza 1,5 metri, "mappa sottile" e "mantelli" rispettivamente 5,2 cm e 37,5 cm di lunghezza di maglia. L'attrezzo è stato calato in ciascuna delle tre zone di riserva per due giorni consecutivi ad una profondità compresa tra 20 e 35 metri e salpato dopo una permanenza media in acqua di 12 ore.

Per valutare la resa media dell'attrezzo utilizzato è stata calcolata la cattura per unità di sforzo (CPUE), in cui la resa è stimata come kg di cattura per km di rete e giornata di pesca, mentre per una valutazione della β diversità (Pielou, 1978) in specie fra le aree di pesca è stato calcolato l'indice di Sorensen.

Risultati

In 36 cale sperimentali, la cattura totale è stata di 317,1 kg, di cui il 46,5% in zona A, il 34,7% in zona B e il 18,8% in zona C. La cattura media per cala è stata di 12,3±4,9 kg in zona A e di 9,1±4,5 kg in zona B, mentre in zona C la cattura media è stata di 5,0±1,8 kg.La cattura per unità di sforzo (CPUE) ha fatto registrare valori mediamente più alti in marzo e maggio, con un massimo a marzo in zona A (21,4 kg/km di rete), mentre il valore più basso è stato registrato in novembre in zona C (2,5 kg/km di rete) (Tab. 1).

Tab. 1 - Valori del CPUE nelle zone di riserva di Marettimo.
CPUE values in the reserve zones of Marettimo.

	Zona A	**Zona B**	**Zona C**
Settembre	12,4	4,4	6,1
Novembre	14,9	8,5	2,5
Gennaio	9,2	3,7	2,6
Marzo	21,4	16,1	4,7
Maggio	9,1	13,5	7,2
Luglio	6,3	8,7	6,5

In totale sono state catturate 49 specie tra teleostei (40), selaci (5), crostacei (2) e molluschi cefalopodi (2). 27 specie sono risultate comuni alle tre zone di riserva (Tab. 2).

L'indice di Sorensen (Tab. 3), come atteso, è risultato elevato soprattutto tra le zone contigue A e B tra novembre e maggio, con valori (0,73-0,79) prossimi all'unità che indicherebbe la perfetta identità in specie tra le zone.

Discussione e conclusioni

Numerosi studi confermano come le riserve marine, oltre a proteggere l'ambiente marino dagli effetti diretti della pesca, favoriscono lo sviluppo degli stock ittici locali, determinando un incremento significativo della biomassa (Russ e Alcala, 1996; Fogarty, 1999; García-Charton e Pérez-Ruzafa, 1999; Planes *et al.*, 2000). I dati ottenuti permettono di osservare un aumento della biomassa della popolazione ittica litorale nella zona di riserva integrale (*reserve effect*) (Tab. 1). Questi effetti benefici sono osservabili non solo all'interno dell'area protetta, ma anche nelle aree limitrofe (zona B e C), per un fenomeno di migrazione di individui adulti verso le zone non protette, noto come *spillover effect* (Russ e Alcala, 1996; García-Charton e Pérez-Ruzafa, 1999). Infatti, la maggiore identità in specie tra le zone A e B (Tab. 3) conferma che la zona A di riserva integrale è fonte di reclutamento per le aree circostanti, mentre nella zona C, dove lo sforzo di pesca è più elevato, le differenze in specie con le altre zone sono maggiori.

Questi primi risultati confermerebbero per la Riserva delle Egadi, quanto dimostrato per altre aree protette, cioè che l'uso di attrezzi artigianali in alcune zone di riserva, permette un prelievo razionale delle risorse ittiche e incide marginalmente sul reclutamento dei giovanili (Bayle-Sempere e Ramos-Espla, 1993; Fogarty, 1999; Planes *et al.*, 2000).

Tab. 2 - Lista delle specie catturate nelle tre zone A, B e C della riserva dell'isola di Marettimo durante le campagne di pesca.

List of species found in the marine reserve zone A, B and C of Marettimo island by fishing survey.

Nome scientifico	**Nome italiano**	**Set**	**Nov**	**Gen**	**Mar**	**Mag**	**Lug**	**Totale**
CROSTACEI								
Maja squinado	Granceola	-	-	C	B	-	-	BC
Palinurus elephas	Aragosta	A	AB	AB	AB	ABC	AB	ABC
MOLLUSCHI CEFALOPODI								
Octopus vulgaris	Polpo comune	-	C	-	C	C	-	C
Sepia officinalis	Seppia	ABC	ABC	ABC	ABC	ABC	ABC	ABC
TELEOSTEI								
Apogon imberbis	Re di triglie	A	-	-	-	-	AC	AC
Bothus podas	Rombo di rena	-	B	-	-	B	BC	BC
Trachurus trachurus	Suro	A	-	B	-	ABC	-	ABC
Spicara maena	Mennola	-	A	AC	AB	ABC	AC	ABC
Spicara smaris	Zerro	-	-	C	-	-	-	C
Conger conger	Gronco	A	A	-	-	-	B	AB
Dactylopterus volitans	Pesce civetta	C	-	A	A	-	A	AC
Phycis phycis	Musdea bianca	AC	AB	ABC	-	BC	-	ABC
Labrus merula	Tordo nero	-	B	-	ABC	AB	AC	ABC
Labrus viridis	Tordo	AC	-	A	ABC	B	-	ABC
Symphodus ocellatus	Tordo ocellato	-	-	-	-	C	-	C
Symphodus tinca	Tordo pavone	AC	ABC	AB	ABC	ABC	ABC	ABC
Mugil cephalus	Cefalo comune	-	-	-	-	-	C	C
Mullus surmuletus	Triglia di scoglio	ABC	ABC	ABC	ABC	ABC	ABC	ABC
Muraena helena	Murena	B	-	AB	AB	ABC	BC	ABC
Umbrina cirrosa	Ombrina	A	-	-	C	-	B	ABC
Sarda sarda	Palamita	-	-	B	-	-	-	B
Scorpaena porcus	Scorfano nero	ABC	C	ABC	ABC	ABC	ABC	ABC
Scorpaena scrofa	Scorfano rosso	ABC	ABC	ABC	AC	ABC	ABC	ABC
Serranus cabrilla	Perchia	C	C	C	A	C	-	AC
Serranus scriba	Sciarrano	A	-	ABC	BC	-	-	ABC
Solea vulgaris	Sogliola comune	C	-	-	-	-	C	C
Boops boops	Boga	AB	AB	BC	ABC	C	B	ABC
Dentex dentex	Dentice	A	-	-	-	-	-	A
Diplodus annularis	Sarago sparaglione	ACB	ABC	ABC	ABC	AC	ABC	ABC
Diplodus puntazzo	Sarago pizzuto	-	-	-	-	-	A	A
Diplodus sargus	Sarago maggiore	AC	A	-	B	-	BC	ABC
Diplodus vulgaris	Sarago fasciato	ABC	ABC	-	AB	BC	-	ABC
Pagellus acarne	Pagello bastardo	BC	ABC	AC	AB	ABC	ABC	ABC
Pagellus bogaraveo	Rovello	C	-	-	-	-	-	C
Pagellus erythrinus	Pagello fragolino	ABC	AB	-	-	C	B	ABC
Pagrus pagrus	Pagro	BC	ABC	AC	AC	ABC	AC	ABC
Sarpa salpa	Salpa	-	-	AB	-	A	C	ABC
Spondyliosoma cantharus	Tanuta	ABC	AC	AB	ABC	AB	ABC	ABC
Sphyraena sphyraena	Luccio marino	-	A	-	-	-	-	A
Synodus saurus	Pesce lucertola	-	BC	-	B	ABC	ABC	ABC
Trachinus draco	Tracina drago	-	A	-	-	-	-	A
Trigla lucerna	Capone gallinella	-	-	-	A	-	-	A
Uranoscopus scaber	Pesce prete	ABC	ABC	-	AC	A	B	ABC
Zeus faber	Pesce San Pietro	AC	ABC	ABC	AB	AB	AC	ABC
SELACI								
Dasyatis pastinaca	Pastinaca	A	-	-	-	-	AB	AB
Raja clavata	Razza chiodata	-	-	-	-	C	-	C
Raja radula	Razza scuffina	-	B	-	-	-	-	B
Scyliorinus canicula	Gattuccio	A	AB	A	-	-	A	AB
Torpedo marmorata	Torpedine marezzata	AB	B	-	AC	B	C	ABC

Tab. 3 - Valori dell'indice di Sorensen nelle zone di riserva di Marettimo.
Sorensen index values in the reserve zones of Marettimo.

	Zone A/B	**Zone A/C**	**Zone B/C**
Settembre	0,51	0,53	0,65
Novembre	0,73	0,61	0,69
Gennaio	0,74	0,65	0,58
Marzo	0,73	0,68	0,57
Maggio	0,79	0,65	0,62
Luglio	0,58	0,67	0,63

Bibliografia

BAYLE-SEMPERE J.T., RAMOS-ESPLA A.A. (1993) - Some population parameters as bioindicators to assess the "reserve effect" on the fish assemblage. In: Bouduoresque C.F., Avon M., Pergent-Martini C. (eds), *Gis. Posidonie Publ.*: 183-214.

BERTOLINO F., PULEO I.C. (1997) - La Riserva Marina delle Isole Egadi. In: Santulli A., Bertolino F. (eds), *La pesca artigianale nella Provincia di Trapani*, Consorzio Universitario Trapani: 77-87.

FOGARTY M.J. (1999) - Essential habitat, marine reserves and fishery management. *Trends Ecol. Evol.*, **14**: 133-134.

GARCÍA-CHARTON J.A., PÉREZ-RUZAFA Á. (1999) - Ecological heterogeneity and the evaluation of the effect of marine reserves. *Fish. Res.*, **42**: 1-20.

PIELOU E.C. (1978) - *Population and Community Ecology*. Gordon and Breach Science Pub.: 424 pp.

PLANES S., GALZIN R., GARCIA-RUBIES A., GOÑI R., HARMELIN J.G., LE DIRÉACH L., LENFANT P., QUETGLAS A. (2000) - Effects of marine protected areas on recruitment processes with special reference to Mediterranean littoral ecosystems. *Envir. Conserv.*, **27** (2): 126-143.

RUSS G.R., ALCALA A.C. (1996) - Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, Central Philippines. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **132** (1-3): 1-9.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 669-671

D. Campo, S. Campagnuolo, L. Castriota, M. Falautano, M.G. Finoia,
M. Sinopoli, F. Andaloro

Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica e Tecnologica Applicata al Mare, ICRAM,
Sts Palermo, Via E. Amari, 124 - 90139 Palermo, Italia.

SULLA CATTURA DI *XYRICHTHYS NOVACULA* (L. 1758) IN DUE AREE DEL MEDITERRANEO CENTRALE

CATCHES OF XYRICHTHYS NOVACULA *(L. 1758) IN TWO AREAS OF CENTRAL MEDITERRANEAN SEA*

Abstract

Differences in size distribution of the razorfish Xyrichthys novacula (*Pisces: Labridae*) *caught from 1995 to 2001 in two Mediterranean areas have been recorded. A different sex ratio has been also observed. Biological and environmental factors or fishing intensity may be responsible of these differences.*

Key-words: Xyrichthys novacula*, size distribution, sex ratio.*

Introduzione

Il pesce pettine o pesce rasoio *Xyrichthys novacula* è un labride bentonico che vive su fondali sabbiosi comunemente entro i 50 metri di profondità (Fischer *et al*., 1987). E' una specie ermafrodita proteroginica in cui l'inversione sessuale è accompagnata sia da un cambiamento cromatico della livrea dal rosa al verde che da un incremento in lunghezza (Bentivegna e Rasotto, 1987; Cardinale *et al*., 1998). Sembra avere inoltre un comportamento haremico: un maschio dominante difende fino a 12 femmine presenti nel proprio territorio dai tentativi riproduttivi di altri maschi (Marconato *et al*., 1995). *X. novacula* è ben distribuito in tutto il Mediterraneo e nell'Atlantico, ma la sua importanza per la pesca è limitata solo ad alcune zone (Fischer *et al*., 1987). Lungo le coste siciliane nei mesi estivi è oggetto di cattura da parte della pesca sportiva e di quella artigianale con lenze e tremagli; la specie si trova regolarmente in alcuni mercati della Sicilia settentrionale ed orientale con un elevato prezzo di mercato. Nel presente lavoro vengono confrontate le distribuzioni di frequenza delle lunghezze e la sex ratio di due campioni di *X. novacula* provenienti da due differenti aree di indagine.

Materiali e metodi

Le due aree di indagine sono state Capo D'Orlando nel Tirreno meridionale e l'Isola di Lampedusa nello Stretto di Sicilia. I siti di campionamento sono caratterizzati da fondale sabbioso e profondità compresa tra 10 e 25 metri. I campionamenti in entrambe le aree sono stati effettuati tramite pescate sperimentali utilizzando lenze a mano in nylon di 0.25 mm di diametro e piombo di 40 grammi di peso, armate con ami di varie dimensioni, così da ridurre la selettività dell'attrezzo. Come esca sono state usate parti di muscolo di clupeidi. I campionamenti sono stati condotti da giugno 1995 a gennaio 2001. Nel sito di Capo D'Orlando sono stati pescati 489 esemplari in 31 mesi complessivi di campionamento. Nel sito di Lampedusa, a causa delle avverse condizioni meteorologiche, è stato possibile effettuare solamente 12 mesi di campionamento per un totale di 430 esemplari. Il campionamento è stato condotto fino ad ottenere esem-

plari in tutte le stagioni per entrambi i siti. Gli individui pescati sono stati misurati (lunghezza totale LT al mm) ed è stato determinato il sesso mediante osservazione macroscopica delle gonadi. Per testare le differenze tra le distribuzioni di taglia nei due diversi siti di campionamento è stato utilizzato il test del chi-quadrato di Pearson (χ^2), mettendo a confronto classi di taglia di 10 mm e ripetendo poi l'analisi considerando i sessi separatamente.

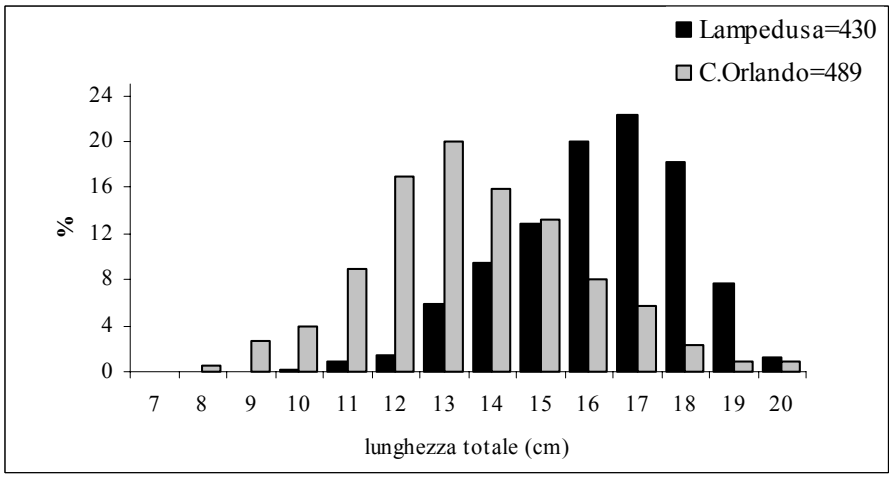


Fig. 1 - Distribuzioni di frequenza delle lunghezze di *Xyrichthys novacula* per le due aree di indagine.
Length frequency distribution of Xyrichthys novacula *collected in the two study areas.*

Risultati e conclusioni

Dei 919 individui complessivamente catturati l'esemplare più piccolo misurava 74 mm ed il più grande 200 mm. Dal confronto delle distribuzioni di frequenza della lunghezza dei campioni prelevati nelle due zone si osservano differenze significative tra i due siti ($\chi^2_{(12)}=290{,}2$; $P<0{,}0001$). La Fig. 1 mostra l'andamento delle distribuzioni di frequenza. Per ciascuna delle due aree di indagine la distribuzione di frequenza delle lunghezze ha mostrato due taglie modali distinte fra i due sessi, in accordo con i dati di letteratura (Cardinale *et al*., 1998). Gli esemplari catturati a Capo D'Orlando hanno mostrato lunghezza variabile da 70 a 170 mm per le femmine (moda = 130 mm) e da 120 a 200 mm per i maschi (moda = 150 mm), con un rapporto sessi a favore delle femmine (2,5:1). La lunghezza degli individui catturati a Lampedusa è variata da 95 a 190 mm per le femmine (moda = 160 mm) e da 130 a 200 mm per i maschi (moda = 170), con un rapporto sessi a favore dei maschi (3:1). Differenze significative tra le classi di taglia delle femmine ($\chi^2_{(11)}=143{,}6$; $P<0{,}0001$) e dei maschi ($\chi^2_{(8)}=60{,}4$; $P<0{,}0001$) nei due siti sono risultate dall'analisi statistica. Le differenze riscontrate potrebbero essere attribuite a vari motivi, tra i quali: le diverse caratteristiche ambientali tra le aree, una diversa concentrazione di giovanili, una diversa età media degli individui, un diverso pattern di sfruttamento della risorsa nelle due aree. Studi successivi saranno volti alla comprensione del ruolo giocato da alcuni di questi fattori nel determinare tali differenze.

Bibliografia

BENTIVEGNA F., RASOTTO M.R. (1987) - Protogynous hermaphroditism in *Xyrichthys novacula* (L. 1758). *Cybium*, **11**: 75-78.

CARDINALE M., COLLOCA F., ARDIZZONE G.D. (1998) - Growth and reproduction of *Xyrichthys novacula* (Pisces: Labridae) in the Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, **62** (3): 193-201.

FISCHER W., BAUCHOT M.L., SCHNEIDER M. (1987) - Fiche FAO d'identification des espèces pour les besoins de la peche. (Rev. 1). Méditerranée et Mer Noire (Zone de peche 37). *FAO Project GCP/INT/422/EEC*: 1529 pp.

MARCONATO A., TESSARI V., MARIN G. (1995) - The mating system of *Xyrichthys novacula*: sperm economy and fertilization success. *J. Fish Biol.*, **47**: 291-301.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 672-673

G. Ceccherelli, D. Campo*

Dipartimento di Botanica ed Ecologia vegetale, Via F. Muroni, 25 - 07100 Sassari, Italia.
* ICRAM. sts Palermo, Via E. Amari, 124 - 90139 Palermo, Italia.

VALUTAZIONE SPERIMENTALE DELL'EFFETTO DELL'ANCORAGGIO SU *POSIDONIA OCEANICA* L. (DELILE)

EXPERIMENTAL EVALUATION OF ANCHOR DAMAGE ON POSIDONIA OCEANICA *L. (DELILE)*

Abstract

An experimental evaluation of anchor damage on the seagrass Posidonia oceanica *(L.) Delile has been performed in the field. Plant recovery was monitored for five months after experimental damage. The impact was dependent on both the intensity of disturbance and substratum penetrability.*

Key-words: *anchoring, impact,* Posidonia oceanica.

Introduzione

Posidonia oceanica L. (Delile) è una fanerogama marina endemica del Mediterraneo che forma praterie molto estese di grande importanza ecologica per la loro alta produttività e stabilità. La sua distribuzione è minacciata da varie cause antropiche come la torbidità delle acque, l'introduzione di specie e le attività di acquacoltura. L'ancoraggio, effettuato con qualsiasi tipo di ancora, è una delle cause di degradazione delle praterie di fanerogame in quanto determina solchi e dunque fratture a livello dei rizomi della pianta compromettendo la continuità tra i vari moduli, determinando la rottura dei fasci anche a livello del meristema basale e destabilizzando piccole parti di '*matte*' con conseguente frammentazione dell'habitat. Nonostante tutto, l'impatto dell'ancoraggio sulle fanerogame è stato quantificato raramente (Creed e Amado Filho, 1999; Francour *et al*., 1999).

Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto presso lo stagnone di Marsala, situato lungo la costa Nord-Occidentale della Sicilia, in una prateria di *Posidonia oceanica* dell'infralitorale superficiale. L'esperimento multifattoriale è stato iniziato nel dicembre del 2000 e ha avuto lo scopo di valutare gli effetti prodotti dall'ancoraggio su praterie di *P. oceanica* e l'eventuale capacità di recupero della pianta. A questo scopo sono state approntate unità sperimentali di 40×40 cm, all'interno delle quali è stato simulato l'effetto dell'ancoraggio per mezzo di una piccola zappa. Sono state praticate varie intensità di disturbo: 100%, 50% e 0% (rispettivamente praticando 6, 3 o 0 solchi per unità sperimentale), e sono state scelte chiazze di *P. oceanica* con diverso grado di penetrazione del substrato (valutato per mezzo di un "penetrometro" costruito appositamente secondo Francour *et al.*, 1999), così da potere valutare l'influenza di differenti gradi di compattezza del substrato sul danno da ancoraggio. Visite mensili sono state effettuate per seguire nel tempo l'andamento dei principali parametri strutturali della pianta che ne descrivono lo stato di salute (densità di fasci, numero di foglie per fascio, lunghezza delle foglie della fanerogama) così da valutarne il recupero in seguito al disturbo.

Per evidenziare differenze significative nella capacità di recupero della fanerogama alle diverse condizioni sperimentali sono stati analizzati i dati dell'ultima data di campionamento attraverso un'analisi della varianza a tre fattori sperimentali: "compattezza del substrato" (due livelli); "intensità di disturbo" (tre livelli) e "area" (due livelli).

Risultati

Per la densità dei fasci di *P. oceanica* è stato osservato un effetto significativo del tipo di disturbo applicato ($p=0.0207$ $F_{2,6}=7.916$). Nel substrato a minore penetrazione non c'è differenza tra il trattamento di medio disturbo (50%) e il controllo (0%), mentre è evidente il danno provocato da intenso disturbo (100%) (Fig. 1). Nel substrato a maggiore penetrazione il danno è evidente anche a intensità di disturbo intermedie (50%). L'effetto del trattamento di disturbo sul numero di foglie per fascio di *P. oceanica* si riscontra nei primi mesi, ma tende a non essere più evidente dopo 5 mesi dal trattamento (Fig. 1). Per quanto riguarda la lunghezza delle foglie di *P. oceanica* in nessuno dei due tipi di substrato è stato riscontrato l'effetto dell'intensità di disturbo praticate.

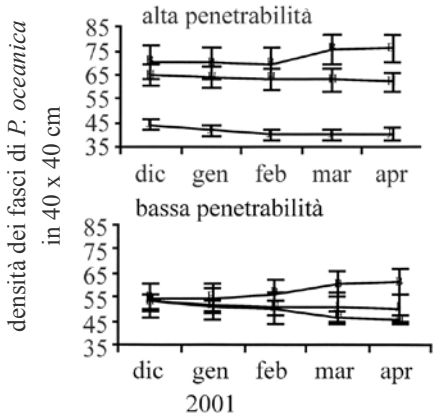


Fig. 1 - Variazione temporale del numero di fasci medio (±ES) di *Posidonia oceanica* in 0,16 m^2 nei trattamenti di intensità di disturbo 0%, 50% e 100% su un substrato ad alta e bassa penetrazione (n=3).

Temporal variation of mean (±SE) shoot density of Posidonia oceanica *in 0.16 m^2 in 0%, 50% and 100% of disturbance intensity treatment on substratum highly and lowly penetrable (n=3).*

Conclusioni

Dopo 5 mesi dall'inizio dell'esperimento si può osservare che l'effetto dell'ancoraggio si ripercuote negativamente sulla densità dei fasci di *P. oceanica*, mentre non è evidente sul numero e la lunghezza delle foglie della fanerogama.

Ringraziamenti

Siamo infinitamente grati a Marco Milazzo per i suggerimenti e l'aiuto logistico.

Bibliografia

CREED J.C., AMADO FILHO G.M. (1999) – Disturbance and recovery of the macroflora of a seagrass (*Halodule wrightii* Ascherson) meadow in the Abrolhos Marine National Park, Brazil: an experimental evaluation of anchor damage. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* **235**: 285-306.

FRANCOUR P., GANTEAUME A., POULAIN M. (1999) – Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the Port-Cros National Park (north-western Mediterranean Sea). *Aquat. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.,* **9**: 391-400.

Questo studio è stato finanziato dalla PADI AWARE.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 674-678

M.C. Follesa, D. Cuccu, F. Damele, M. Murenu, A. Sabatini

Dipartimento Biologia Animale ed Ecologia, Università di Cagliari,
Viale Poetto, 1 – 09126 Cagliari, Italia.

INDAGINE SULLA SELETTIVITÀ DI RETI DA POSTA IN UN'AREA DELLA SARDEGNA OCCIDENTALE

STUDY OF GILL NET SELECTIVITY IN THE WESTERN SARDINIAN AREA

Abstract

Fishing experiments have been carried out in western-central Sardinia area by gill nets with a mesh size of 8, 10 and 12. Statistical analysis show that the 12 net gives higher yields in weight in comparison with the 8 and 10 nets, though the caught specimens are more numerous and of smaller size. All the three mesh size nets are selective towards the most important species examined, except for the Diplodus *genus.*

However, a more accurate analysis bring us to conclude that the 12 net is inadvisable, at least for commercial species such as Mullus surmuletus*.*

Key-words: *selectivity, gill net, Sardinian sea.*

Introduzione

In Sardegna, a partire dal 1992, le norme che regolano l'utilizzo delle reti da posta sono più restrittive rispetto a quelle presenti in campo nazionale. Nelle acque territoriali sarde non è consentito l'utilizzo di reti con maglia "non inferiore a quella del 10" (lato maglia nominale di 25 mm) (DPR n° 2039 del 1992). Tale provvedimento, adottato come misura sequenziale ed integrativa al fermo annuale di pesca, ha suscitato fra le categorie pareri discordanti.

Di fatto a tutt'oggi risultano assenti le notizie relative alla selettività di tali attrezzi nei mari sardi. Lecca *et al*. (2000) trattano in via preliminare dell'impatto delle reti da posta su alcune aree ma i loro risultati appaiono di difficile applicazione mancando una strategia di campionamento e di confronto con le maglie regolamentari.

In questa nota, considerata l'esiguità di studi anche nel Mediterraneo (Petrakis e Stergiou, 1995, 1996; Voliani *et al*., 1998; Silvestri *et al*., 2000), vengono riportati i dati relativi a pescate effettuate utilizzando reti da posta con maglia del 8, 10 e 12 al fine di testare la loro diversa efficienza di cattura e selettività sulla risorsa.

Materiali e metodi

Nei mari della Sardegna centro-occidentale, tra settembre e novembre 2000, sono state effettuate, ad una profondità compresa tra 10 e 50 m, 51 pescate utilizzando tremagli di lunghezza media di 1000 m con maglia del panno interno del 8, 10, 12 (lato nominale rispettivamente di 31.25, 25 e 20.83 mm di lato). Le reti venivano calate al tramonto e salpate all'alba fino ad un massimo di 10-12 ore di pesca. I campioni, derivati dalle pescate, sono stati classificati, suddivisi per specie, contati e misurati separatamente per ciascuna maglia. I rendimenti sono stati standardizzati a 50 m di rete. Al fine di valutare l'efficienza di cattura delle tre reti, i rendimenti medi complessivi sono stati trattati statisticamente (Test t) (Zar, 1996). Per l'analisi della selettività è stato utilizzato il metodo indiretto di Holt (1963) che ha permesso di calcolare i parametri di selettività quali la lunghezza ottimale di cattura (Lm) e il fattore di selezione (FS).

La selettività delle reti da posta è stata valutata anche attraverso una comparazione delle distribuzioni di taglia di ciascuna maglia con una distribuzione standard della popolazione in mare come quella derivata dalla rete a strascico.

Risultati

Sono state catturate complessivamente 47 specie di cui 42 Teleostei, 3 Molluschi Cefalopodi e 2 Crostacei (Tab. 1).

Tab. 1 - Rendimenti (Kg/50 m) e composizione percentuale in peso delle specie catturate con le diverse maglie.

Catches (Kg/50 m) of nets by species and mesh sizes - Weigth composition of catches by species and mesh size (in %).

	Maglia 8		**Maglia 10**		**Maglia 12**	
	Kg/50m	Kg(%)	Kg/50m	Kg(%)	Kg/50m	Kg(%)
TELEOSTEI						
Boops boops			0.00	0.40		
Conger conger					0.00	0.53
Coris julis			0.00	0.17	0.00	0.04
Diplodus annularis	0.00	0.51	0.01	2.23	0.02	5.16
Dentex dentex	0.00	2.18	0.00	0.71		
Diplodus puntazzo			0.00	0.19		
Diplodus sargus	0.00	1.92				
Dactylopterus volitans	0.00	1.19				
Diplodus vulgaris	0.01	3.44	0.02	5.13	0.01	2.90
Gaidropsarus vulgaris					0.00	0.17
Lichia amia					0.00	0.51
Labrus bimaculatus	0.01	2.98	0.03	10.07	0.07	15.81
Lithognathus mormyrus			0.00	0.16	0.00	0.15
Labrus viridis	0.00	1.42	0.01	2.49	0.01	2.37
Mugil cephalus					0.00	0.24
Muraena helena			0.00	0.32	0.01	1.33
Mullus surmuletus	0.00	1.71	0.04	12.55	0.09	18.53
Oblada melanura					0.00	0.06
Pagellus acarne					0.00	0.08
Pagellus erythrinus			0.00	0.24	0.00	0.13
Phycis phycis	0.00	0.88	0.00	0.38	0.00	1.03
Pagrus pagrus	0.00	0.36				
Psetta maxima	0.00	1.80				
Serranus cabrilla	0.00	0.31	0.01	2.37	0.01	2.66
Spondyliosoma cantharus	0.00	2.26	0.00	1.03	0.00	0.88
Seriola dumerili	0.01	4.76	0.01	2.19	0.00	0.83
Spicara maena	0.00	0.12			0.00	0.25
Symphodus mediterraneus	0.00	0.07			0.05	10.74
Scorpaena notata	0.00	0.22	0.00	0.09		
Scorpaena porcus	0.01	6.92	0.05	15.04	0.03	6.85
Sarpa salpa	0.00	1.04	0.03	8.27	0.01	1.12
Synodus saurus	0.00	0.41			0.01	1.12
Serranus scriba	0.00	0.78	0.01	2.57	0.03	7.15
Scorpaena scrofa	0.04	19.31	0.02	7.41	0.02	3.87
Sciaena umbra	0.01	4.79	0.01	1.89	0.00	0.01
Solea vulgaris	0.00	0.72				
Trachinus araneus	0.00	1.38				
Trachurus mediterraneus			0.00	0.09		
Trisopterus minutus					0.01	2.48
Trachinus radiatus	0.00	0.14				
Uranoscopus scaber	0.00	0.68	0.00	0.20	0.00	0.34
Zeus faber	0.00	0.36	0.00	0.28	0.00	0.06
CEFALOPODI						
Eledone moschata			0.00	1.28		
Octopus vulgaris	0.01	4.33	0.01	4.47	0.01	1.86
Sepia officinalis	0.06	29.84	0.05	17.67	0.05	10.74
CROSTACEI						
Palinurus elephas	0.01	3.13				
Scyllarus pygmaeus	0.00	0.04	0.00	0.11		

Dall'analisi delle catture medie in peso (pari a 0.19±0.01, 0.31±0.054 e 0.43±0.045 Kg/50 m rispettivamente per le maglie del 8, 10 e 12) sono emerse differenze significative ($p<0.1$) tra le coppie di maglie del 8-10 e 8-12, mentre differenze non significative sono state riscontrate fra le maglie 10-12 (Tab. 2). La stessa analisi effettuata per i rendimenti medi in numero (rispettivamente pari a 0.83±0.31, 2.1±2.06 e 4.8±7.41 N°/50 m) ha invece evidenziato delle differenze altamente significative tra le tre maglie (Tab. 2). Tali dati mettono in evidenza come per catture statisticamente simili in peso la maglia del 12 selezioni un numero di individui maggiore ma di dimensioni più piccole rispetto alla maglia del 10. Il confronto dei pesi medi degli individui catturati dalle due maglie indica infatti differenze altamente significative ($p=0.01$).

Tab. 2 - Confronto statistico fra rendimenti medi (p-value).
Statistic comparison between catches (p-value).

	In numero	
Maglia 8	DS (0.01)	DS (0.01)
DS (0.10)	Maglia 10	DS (0.02)
DS (0.01)	DNS (0.89)	Maglia 12
In peso		

L'analisi dei parametri di selezione (Holt, 1963) ha messo in evidenza una buona selettività delle tre reti nei confronti delle principali specie esaminate. Tali lunghezze, eccezion fatta per il genere *Diplodus*, sono risultate superiori alla taglia di prima maturità sessuale (TPM) e alla taglia di prima cattura (TPC) (Tab. 3).

Tab. 3 - Fattore di selezione comune (FS), deviazione standard (ds), lunghezza ottimale di cattura (cm) stimate con il metodo di Holt, taglia di prima cattura (TPC) e taglia di prima maturità sessuale (TPM).
Common selection factor, standard deviation, optimum lengths (cm) estimated by Holt's method, minimum legal landing size and size at first maturity.

	F.S.	ds	MG 12	MG10	MG8	TPC	TPM
Diplodus vulgaris	2,65	1,78	11,14	13,27	16,58	20	21
Serranus cabrilla	3,56	2,24	14,96	17,81	22,26	-	-
Scorpaena porcus	3,38	2,68	14,19	16,89	21,11	-	10
Serranus scriba	4,29	2,41	18,02	21,45	-	-	-
Diplodus annularis	3,34	1,88	14,01	16,69	-	15	10

Nel caso specifico di *Mullus surmuletus* l'analisi delle distribuzioni di frequenza mette in evidenza come le tre maglie risultino essere più selettive della rete a strascico come osservato anche da Petrakis e Stergiou (1995) per le acque greche e Voliani *et al*. (1998) per il Tirreno (Fig. 1). In generale, per le tre reti si osserva un incremento delle lunghezze modali e di quelle ottimali di cattura, stimate con il metodo di Holt (1963), con l'aumentare della misura della maglia (Figg. 1-2). Sembrerebbe che tutte tre le reti risparmino la cattura dei giovanili.

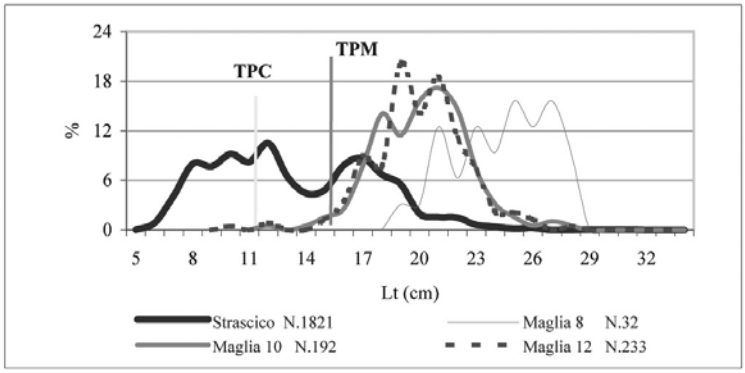


Fig. 1 - Distribuzione lunghezza frequenza di *Mullus surmuletus* ottenuta con strascico e reti da posta.
Size frequency distribution of Mullus surmuletus *obtained with trawl net and gill net.*

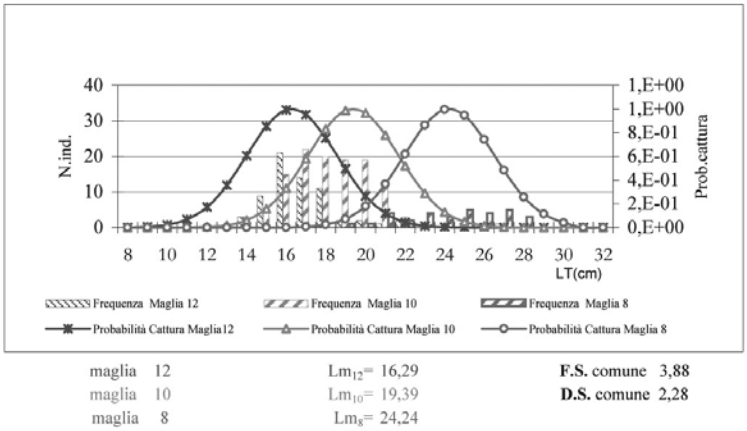


Fig. 2 - Curve di selettività delle tre maglie per *Mullus surmuletus* stimate con il metodo di Holt.
Selection curves of the three mesh sizes for Mullus surmuletus *estimated using Holt's method.*

Un'analisi della biomassa prelevata con le diverse maglie porta però a sconsigliare l'utilizzo della maglia del 12. Considerando infatti che in *M. surmuletus* il peso degli individui di 16.3 cm di LT (Lm_{12}) è di 45 gr mentre quello corrispondente a 19.4 cm (Lm_{10}) è pari a circa 85 gr si può evidenziare come, nel medio-breve periodo, la mancata cattura della specie da parte della maglia del 12 determinerebbe un aumento (pari circa al doppio) della biomassa catturabile con la maglia del 10 (Fig. 3).

Conclusioni

Alla luce delle attuali normative regionali è risultata evidente l'importanza di studiare, nei mari sardi, le caratteristiche di selezione di questi attrezzi nei confronti delle specie di maggiore importanza commerciale. Dall'analisi effettuata in questa nota

appare chiaro come, anche se per le loro caratteristiche selettive le maglie inferiori a quella del 10 potrebbero apparire "regolamentari" per la cattura di specie commerciali, la loro regolamentazione si può considerare giustificabile soprattutto alla luce del vantaggio economico che nel tempo porterebbe agli operatori del settore.

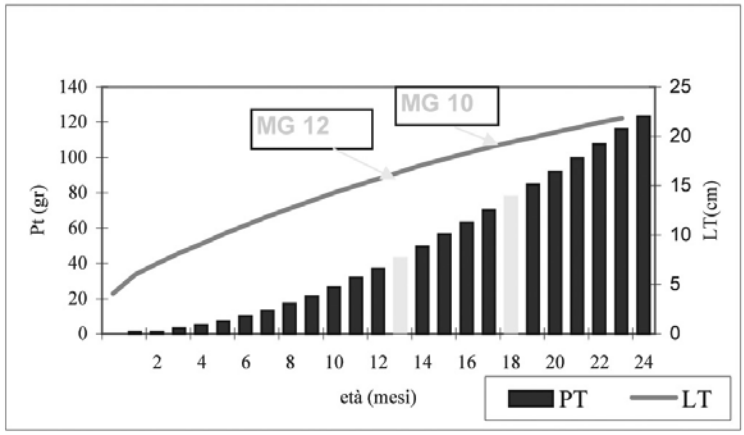


Fig. 3 - Incrementi mensili delle lunghezza totale e del peso relativo ai primi due anni di vita di *Mullus surmuletus.*

Monthly increments in total length and in weight during the first two years of the life span of Mullus surmuletus.

Bibliografia

HOLT S.J. (1963) – A method for determining gear selectivity and its application. *ICNAF Spec. Publ.*, **5**: 106-115.

LECCA E., MELONI M.F., SAVARINO R., TIDU C. (2000) – Impatto delle reti da posta fissa nel Golfo di Palmas (Sardegna Sud-Occidentale): dati preliminari. *Biol. Mar. Medit.,* **7** (1): 813-816.

PETRAKIS G., STERGIOU K.I. (1995) – Gill net selectivity for *Diplodus annularis* and *Mullus surmuletus* in Greek waters. *Fisheries Research,* **21**: 455-464.

PETRAKIS G., STERGIOU K.I. (1996) – Gill net selectivity for four fish species (*Mullus barbatus*, *Pagellus erythrinus*, *Pagellus acarne* and *Spicara flexuosa*) in Greek waters. *Fisheries Research,* **27**: 17-27.

SILVESTRI R., BAINO R., AUTERI R. (2000) – Composizione delle catture realizzate con il tremaglio. *Biol. Mar. Medit.,* **7** (1): 836-840.

VOLIANI A., ABELLA A., AUTERI R., SILVESTRI R. (1998) – Nota sui parametri biologici di *Mullus surmuletus* L., 1758 nell'Arcipelago Toscano. *Biol. Mar. Medit*., **5** (1): 864-868.

ZAR J.H. (1996) – *Biostatistical Analysis*. 3nd ed. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ: 662 pp.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 679-682

G. Lauriano, S. Di Muccio

Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica e Tecnologica Applicata al Mare, ICRAM,
Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.

CHECK LIST OF FISH DAMAGE CAUGHT IN BOTTOM TRAMMEL NETS IN THE ASINARA ISLAND NATIONAL PARK (NORTH WESTERN SARDINIA)

INVENTARIO DEI DANNI SUL PESCATO DI RETI DA POSTA NELLE ACQUE DELL'ISOLA DELL'ASINARA (NORD OVEST SARDEGNA)

Abstract

The study conducted in the Asinara Island National Park is aimed to check the damage to fish fauna caught in bottom trammel net; five fish damage categories are recorded and related to possible damage cause; among which both bottlenose dolphin and other fish predators are considered.

Key-words*: entangling nets, fish damage, predator prey interactions.*

Introduction

Interactions between bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and small scale fisheries represent a considerable problem both world-wide (Northridge, 1984, 1991) and in the Mediterranean Sea (Silvani *et al*., 1992; Cannas *et al.*, 1994), in terms of concern for cetacean population well being and economic damage to the local fishing industry (Northridge and Hofman, 1999). Despite increased attention to the problem and requests by fishermen for recompense due to economic loss, there is actually a lack of information regarding the modality of interaction. In this ongoing study, we examine the physical damage to the fish caught by the trammel nets in order to discriminate between two different predators: "bottlenose dolphin" and "other" such as Osteicthyes and Cephalopoda.

Materials and methods

From October 1999 to October 2000, 31 onboard observations were carried out from fishing vessels in the study area. In total 141 bottom trammel net sets were recorded. Net mesh size ranged from 27 to 72 mm. Each fish specimen caught was checked for anatomical damage. Damaged specimens were photographed. Presence or absence of bottlenose dolphins during hauling time was recorded by an independent boat. Five fish damage categories were subsequently defined through the analysis of slide evidence:

1 - "head" – the only anatomical part remaining is the head; the body has been removed at the brachial region (Fig. 1);
2 - "tail" – the body remains without the head (Fig. 2);
3 - "small pieces" – some small body fractions remain (Fig. 3);
4 - "bite" – entire body remains with some small bites taken (Fig. 4).

Each fish damage category was related to the presence (P) or the absence (A) of bottlenose dolphins in the fishing area.



Fig. 2 – Tail.
Coda.



Fig. 4 – Bite.
Morsi.



Fig. 1 – Head.
Testa.



Fig. 3 – Small pieces.
Brandelli.

Results

A total of 87 damaged samples belonging to 14 Osteicthyes and 1 Crustacean species were recorded (Tab. 1). Among the all damage categories, the "bite" category is predominant with 48 cases. The other categories; "head", "tail" and small pieces" show remarkably similar results (Fig. 5). Fig. 6 shows the recorded frequencies of the damage category related to the dolphin presence or absence. The frequency of the "tail" category is almost the same regardless of dolphin presence.

Tab. 1 - List of the damaged fish.
Lista delle specie danneggiate.

Species	%
M.surmuletus	58,62
S.cabrilla	9,20
P.phycis	8,05
P.erithrynus	4,60
D.vulgaris	4,60
S. cantharus	2,30
S.umbra	2,30
S. tinca	2,30
B.boops	1,15
T.draco	1,15
T.trachurus	1,15
Z.faber	1,15
L. merula	1,15
S.scrofa	1,15
P.elephas	1,15

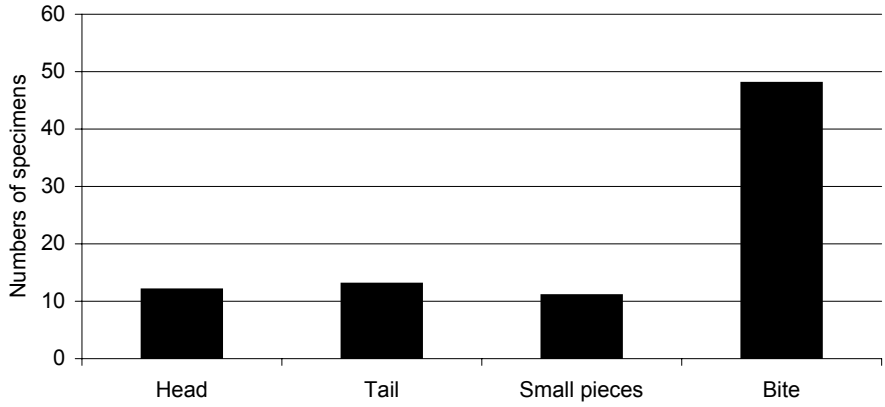


Fig. 5 - Numeric composition of the damage.
Composizione numerica dei danni.

Conclusions

The correlation of fish damage categories to dolphin presence in the fishing area, allow us to define possible damage typologies associated to dolphin predation. Only

"head" and "small pieces" damage categories can be linked to dolphin presence in the fishing area. In particular, the most abundant category, the "head" damage category, only occurred with dolphins present. The fact that recorded "head" damage category is composed exclusively by the red mullet and that interaction between the red mullet fishery and bottlenose dolphin has been previously documented in the study area (Lauriano *et al*., in press), suggests that bottlenose dolphins mainly predate on this species from the net. Other damage taking place in the absence of dolphins in the study area may be related to other predator species. The "bite" damage category is mainly recorded when dolphin are not in the fishing area, hence other predators are believed to be responsible for the damage. Possible causes judging by bite size and morphology, suggest *Sepia* spp., *Octopus vulgaris*, *Conger conger* and *Murena helena* may be responsible. Although no direct observations have been made, the above evidence strongly indicates that fish damage is due to either dolphin predation or other predators interacting with the fishing gear.



Fig. 6 - Total damage composition related to dolphin P and A.
Composizione totale dei danni per le categorie P e A.

Bibliography

CANNAS A., FADDA D., LENTI G., MASSIDDA P., PINNA D. (1994) - I danni provocati dai delfini alla piccola pesca in Sardegna, (Italia) dati preliminari *Biol. Mar. Medit.,* **1** (1): 291-292.

SILVANI L., RAICH J., AGUILAR A. (1992) - Bottle-nosed dolphins, *Tursiops truncatus*, interacting with local fisheries in the Balearic Islands, Spain. *European Research on Cetaceans,* **6**: 32-34.

LAURIANO G., DI MUCCIO S., CARDINALI A., NOTARBARTOLO DI SCIARA G. (In press) - Interactions between bottlenose dolphins and small scale fisheries in the Asinara Island national park (north-western Sardinia). *European Research on Cetacean,* **15**.

NORTHRIDGE S.P. (1984) - World review of interactions between marine mammals and fisheries. FAO *Fish. Tech. Pap.,* **251**: 109 pp.

NORTHRIDGE S.P. (1991) - An update world review of interactions between marine mammals and fisheries. FAO *Fish. Tech. Pap.,* **251** (Suppl. 1): 58 pp.

NORTHRIDGE S.P., HOFMAN R.J. (1999) - Marine mammal interactions with fisheries. In: Twiss J.R. Jr., Reeves R.R. (eds), *Conservation and management of marine mammals*: 99-119.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 683-685

M. Mauri

Dipartimento di Biologia Animale, Università degli Studi di Modena e Reggio Emilia,
Via Campi, 213/D - 41100 Modena, Italia.

ESPERIENZE DI TRANSPLANTATION DI *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* COME SUPPLEMENTAZIONE AGLI STUDI DI CARATTERIZZAZIONE AMBIENTALE DI AREE MARINE INQUINATE

MUSSEL TRANSPLANTATION AS AN ACTIVE BIOMONITORING APPROACH IN POLLUTED AREAS: AN EXAMPLE FROM THE VENICE LAGOON

Abstract

Bioaccumulation of Mn, Cu, Cr, Pb, Zn was studied in Mytilus galloprovincialis *transplanted until 3 months from a control site to a polluted inside the Venice Lagoon. The results highlight that after 1 month in all cases mussels considerably exceed the metal body burden presented by the local population. Afterwords the trend of bioaccumulation and the equalizing time, for Cr, Cu e Mn longer than the experimented, seem related to the amplitude of the differences between local and transplanted mussels at the starting time.*

Key-words: Mytilus galloprovincialis, *Venice Lagoon, transplantation, metal bioaccumulation.*

Introduzione

La metodologia di biomonitoraggio attivo attraverso *transplantation* può contribuire a definire meglio la corrispondenza fra risposta del bioindicatore e qualità ambientale, sia in studi sul bioaccumulo di inquinanti (de Kock e Kramer, 1994), sia che si ricerchino *biomarkers* di stress (Nasci *et al*., 1999). Il livello di bioaccumulo o lo status biologico degli individui adattati in loco, già in una situazione di equilibrio-compensazione, possono rappresentare infatti una sottostima degli effetti ambientali negativi e della capacità di compensazione necessaria per ovviare agli effetti dello stress.

Materiali e metodi

Individui di *Mytilus galloprovincialis* sono stati prelevati da un insediamento sui piloni della piattaforma CNR al largo della costa veneziana, trasferiti in Laguna in corrispondenza della bricola n°8 nel Canale Vittorio Emanuele e qui posti in retine da pescatore alla profondità di –0.5 m. Campioni di ca. 15 individui sono stati quindi prelevati a 1 mese, 2 mesi, 3 mesi dal trasferimento. Sono stati rilevati la lunghezza della conchiglia e l'Indice di Condizione IC (peso secco carni/peso conchiglia; Fischer, 1983). L'analisi di Mn, Cu, Cr, Pb, Zn nelle carni individuali è stata effettuata tramite AAS a fiamma e con fornetto di grafite previo trattamento a caldo dei tessuti secchi. L'andamento del tenore di metallo ai vari tempi di trapianto è stato studiato a confronto con il livello al Tempo 0 e il livello nei mitili stanziali in Laguna sulla stessa bricola n° 8.

Risultati

M. galloprovincialis mostra notevoli variazioni dell'Indice di Condizione, a parità di lunghezza, entro e fra i diversi gruppi analitici. I mitili stanziali di Laguna presen-

tano valori di IC significativamente più alti, in particolare nelle classi di taglia maggiore. I mitili trapiantati, caratterizzati da valori già più bassi al Tempo 0, appaiono perdere ulteriormente peso ai tempi successivi di trapianto. In Tab.1 sono riportati i valori medi dell'IC% e delle concentrazioni di metalli. Poiché la Condizione biologica è responsabile di variabilità nel bioaccumulo, la valutazione delle differenze per il tenore dei metalli (ANOVA) è stata compiuta sui valori di concentrazione "normalizzati" ([Me]*IC, Fischer 1983), valutando contemporaneamente l'influenza della lunghezza individuale come covariabile. Al tempo 0, i livelli di Cr, Zn e Pb nei mitili trapiantati non differiscono da quelli della popolazione stanziale in Laguna, mentre Cu e Mn appaiono decisamente più bassi. Dopo 1 mese dal trasferimento, i mitili trapiantati mostrano avere attivamente bioaccumulato tutti i metalli considerati, con valori ca. 2-3 volte superiori rispetto al loro livello di base e significativamente più alti rispetto ai mitili stanziali in Laguna anche nel caso che, come per Pb, non ci fossero differenze significative in partenza fra le due popolazioni. Dopo due mesi, per tutti i metalli si riscontra una brusca caduta di livello, fino a concentrazioni pari a quelle iniziali o addirittura più basse come per Pb. A tre mesi dal trapianto Cr, Cu e Mn presentano un nuovo consistente aumento, fino a livelli molto più alti rispetto a quelli della popolazione stanziale di Laguna, mentre Pb e Zn vi appaiono assestati, dopo le notevoli fluttuazioni dei mesi precedenti.

Tab. 1 - Tenore di metallo e I.C.% di Fischer (media ± d.s.) in mitili trapiantati ai vari tempi sperimentali e in mitili stanziali di Laguna.
Metal concentrations and Fischer C.I.% (x ± s.d.) in transplanted and autochothnous mussels.

TEMPO	Mn ppm	Zn ppm	Cu ppm	Cr ppm	Pb ppm	I.C.%
Tempo 0	7.7 ± 2.8	163 ± 87	5.3 ± 2.2	0.41±0.27	3.6 ± 5.9	7.8±1.8
Tempo 1	18.2± 6.9	247 ± 119	11.4± 5.6	1.6 ±0.71	4.1 ± 3.9	8.6±1.6
Tempo 2	14.2± 5.0	231 ±.115	12.1± 2.6	0.73±0.29	2.5 ±0.89	5.4±1.0
Tempo 3	28.9±12.9	276 ± 126	25.4±24.7	1.1±0.50	4.0 ±1.42	5.5±1.2
Laguna	11.7± 5.6	174 ± 91	7.6 ± 2.8	0.50±0.34	2.8 ± 2.8	9.9±3.2

Discussione e conclusioni

I tempi di adeguamento alle nuove condizioni per i mitili trapiantati sembrano in relazione all'ampiezza delle differenze fra il livello di metallo della condizione iniziale al tempo zero e quello presentato dalla popolazione locale. L'andamento temporale del bioaccumulo durante i tempi di trapianto può essere considerato: 1) come test di capacità di risposta allo stress in ambito di screening di popolazioni, 2) come indice di differenza nella qualità ambientale rispetto alla situazione di riferimento. Il livello di metallo raggiunto a tempi brevi, invece, non sembra utile al fine di quantificare la biodisponibilità ambientale, anche perché a seconda delle condizioni climatiche i processi di bioaccumulo possono svolgersi con modalità molto diverse (Riget *et al.,* 1997).

Ringraziamenti

Si ringraziano i colleghi dell'Istituto di Biologia del Mare, CNR (Venezia) e in particolare il dott. Campesan, per le informazioni e l'aiuto logistico gentilmente fornito, e inoltre i dr. Annalisa Tiozzo e Roberto Simonini del Dipartimento di Biologia animale della Università di Modena.

Bibliografia

DE KOCK W.C., KRAMER K.J.M. (1994) - Active biomonitoring (ABM) by translocation of bivalve mollusc. In: K.J.M. Kramer (ed), *Biomonitoring of coastal waters and estuaries*, CRC Boca Raton: 51-78.

FISCHER H. (1983) - Shell weight as an independent variable in relation to cadmium content of molluscs. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **12**: 59-75.

NASCI C., DA ROS L., CAMPESAN G., VAN VLEET E.S., SALIZZATO M., SPERNI L., PAVONI B. (1999) - Clam transplantation and stress-related biomarkers as useful tools for assessing water qualità in coastal environments. *Mar. Pollut. Bull.*, **39**: 255-260.

RIGET F., JOHANSEN P., ASMUNT G. (1997) - Uptake and release of lead and zinc by blue mussels. Experience from transplantation experiments in Greenland. *Mar. Pollut. Bull.*, **34**: 805-815.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 686-689

M. Milazzo, F. Badalamenti*, S. Riggio, R. Chemello

Dipartimento di Biologia Animale, Università di Palermo,
Via Archirafi, 18 - 90123 Palermo, Italia.
*IRMA-CNR, Castellammare del Golfo, Trapani, Italia.

EFFETTI DEGLI ANCORAGGI SULLA PRATERIA A *POSIDONIA OCEANICA* DELLA RISERVA MARINA ISOLA DI USTICA: DATI PRELIMINARI

EFFECTS OF BOAT ANCHORING IN THE POSIDONIA OCEANICA *MEADOW OF THE USTICA ISLAND MARINE RESERVE: PRELIMINARY DATA*

Abstract

The impact of different types of anchors on the Posidonia oceanica *meadow of the 'Ustica Island' marine reserve has been investigated by simulation experiments. The Hall anchor caused the lowest level of damage in comparison with both Danforth and Folding Grapnel anchors.*

Key-words: *anchoring,* Posidonia oceanica, *marine protected area, Ustica Island, Mediterranean sea.*

Introduzione

In molti ecosistemi costieri mediterranei la fanerogama *Posidonia oceanica* (L.) Delile riveste, un ruolo importante nella regolazione di processi ecologici e geomorfologici (Francour *et al.*, 1999). Su larga scala, la documentata regressione delle fanerogame marine viene generalmente attribuita sia a processi naturali che a disturbi causati direttamente dall'uomo, come l'utilizzo illegale di attrezzi da pesca ad alto impatto, le discariche costiere, le costruzioni portuali e gli scarichi fognari. Su scala locale, quando intensivo e non regolato, l'ancoraggio delle imbarcazioni può rappresentare una minaccia per la conservazione delle praterie di fanerogame e di altri ecosistemi costieri. La maggior parte degli studi relativi all'impatto degli ancoraggi è stata effettuata in aree costiere tropicali (Hunnam, 1987), mentre poco è noto per il Mediterraneo (Francour *et al.*, 1999).

L'entità del danno arrecato dagli ancoraggi alle praterie a *P. oceanica* può dipendere da numerosi fattori, tra questi i più importanti sembrano essere la frequenza ed il numero degli ancoraggi, le dimensioni delle imbarcazioni, il modello di ancora utilizzato e la natura del substrato sul quale cresce la pianta (Francour *et al.*, 1999).

Obiettivo principale di questo studio è determinare sperimentalmente, attraverso prove di ormeggio con diversi modelli di ancora, l'impatto del turismo nautico sulla prateria a *P. oceanica* dell'isola di Ustica.

Materiali e metodi

Da un'indagine preliminare condotta nel porto di Ustica tra luglio e agosto del 2000, le ancore *Hall, Danforth e Ombrello* (Fig. 1) sono risultate essere quelle più comunemente utilizzate dalle imbarcazioni da diporto di piccole dimensioni (<5.5 m).

Le tre ancore, ciascuna del peso di 4 kg, sono state utilizzate per simulare l'impatto dell'ancoraggio, in condizioni meteorologiche costanti, con mare calmo ed in assenza

di vento. Ciascuna ancora è stata lanciata da un gommone di 4.5 m e successivamente recuperata dopo una permanenza sul fondo di 10 minuti. L'impatto è stato valutato in immersione tramite osservazioni dirette ed indipendenti, contando il numero di fascicoli fogliari rotti durante le fasi di attracco, sosta e recupero. L'area scelta per la simulazione ricade nel versante S-S/E dell'isola (Fig. 2). La scarsa accessibilità via terra, i venti dominanti provenienti dal settore settentrionale e la presenza di diversi siti d'immersione, fanno sì che questo versante sia il più frequentato dal turismo nautico.

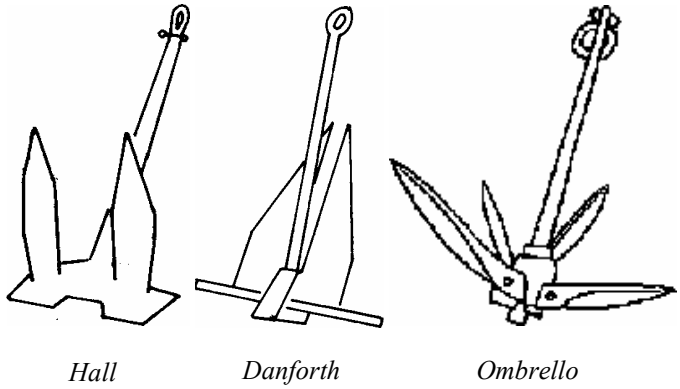


Fig. 1 - Le tre tipologie di ancore adoperate per le osservazioni sperimentali.
Draft of the three anchors used in the simulation experiments.

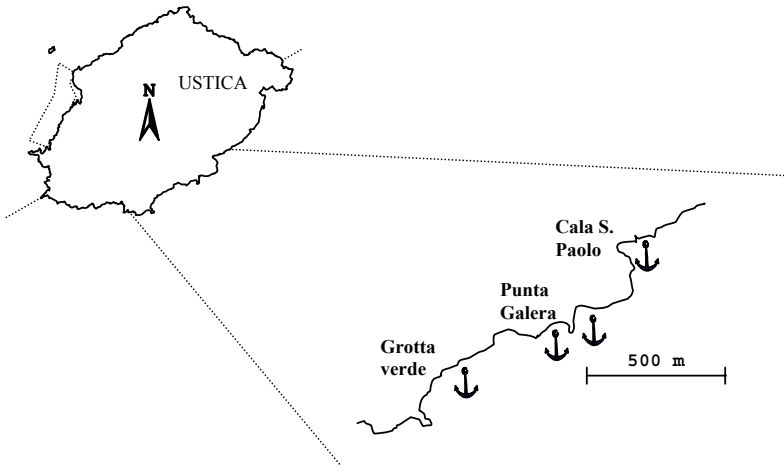


Fig. 2 - L'area di studio ed i siti di campionamento.
Study area and sampling sites.

La prateria a *P. oceanica* nell'area di studio è stata caratterizzata attraverso la stima della densità media dei fascicoli fogliari (10 conte per sito all'interno di un quadrato di 900 cm^2), in quattro siti ad una profondità compresa tra –8 e –12 m. I dati raccolti sono

stati elaborati utilizzando un'analisi della varianza a tre fattori: FASE (con 3 livelli, attracco, sosta e recupero, fisso e ortogonale), ANCORA (con 3 livelli, *Hall*, *Danforth* e *Ombrello,* fisso e ortogonale) ed il SITO (3 livelli, random e ortogonale). In totale sono state effettuate 135 osservazioni.

Risultati

La densità della prateria non differisce significativamente nei quattro siti campionati prima dell'esperimento ($F=0.23$, $P=0.878$). I valori medi variano da un minimo di 504 (± 123.6) ad un massimo di 529 (± 73.6) fascicoli/m^2.

L'ANOVA rivela differenze significative per i fattori FASE ($F=764.32$, $P=0.00001$), ANCORA ($F=15.80$, $P=0.013$) e per la loro interazione FAxAN ($F=49.71$, $P=0.00001$).

Il numero medio di fascicoli rotti in fase di attracco varia da 0.47 (± 0.52) della *Danforth* a 0.93 (± 0.46) della *Hall*. In fase di sosta solamente la *Ombrello* causa danni, rompendo mediamente 0.07 (± 0.26) fasci ad ancoraggio. In fase di recupero si osservano valori maggiori compresi tra 4.87 (± 2.47) della *Ombrello* e 0.67 (± 0.72) della *Hall* (Fig. 3). Il confronto a coppie (SNK test) effettuato a posteriori per valutare l'impatto di ciascuna ancora nelle tre fasi dell'ancoraggio ha fornito i seguenti risultati:

Hall: attracco=recupero>sosta

Danforth: recupero>attracco>sosta

Ombrello: recupero>attracco>sosta.

Lo stesso confronto, effettuato per valutare l'impatto delle tre ancore in ciascuna fase dell'ancoraggio è risultato essere:

Attracco: *Hall>Danforth=Ombrello*

Recupero: *Ombrello>Danforth>Hall*

Sosta: nessuna alternativa.

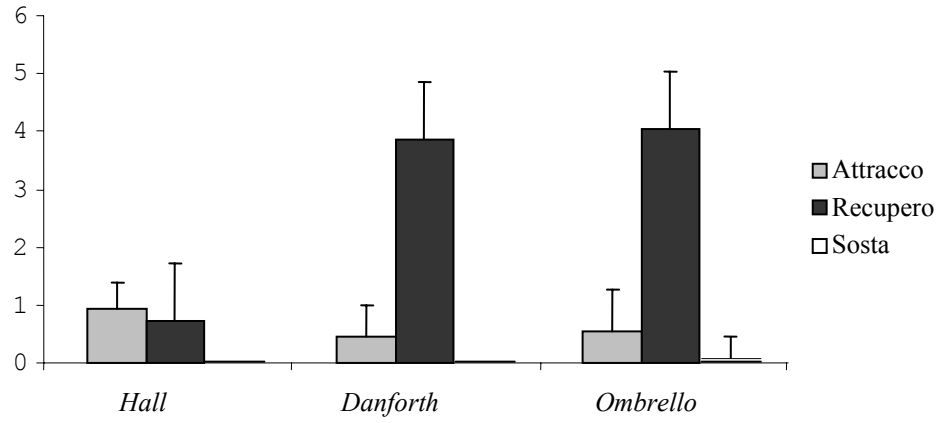


Fig. 3 - Numero medio di fascicoli ($\pm$d.s.) rotti, nelle tre fasi di ancoraggio dai tre modelli di ancora.

Average number of broken shoots ($\pm$s.d.) during the three phases of anchoring by the three anchor types.

Conclusioni

Le tre ancore scelte per le simulazioni sperimentali causano un diverso impatto sulla prateria a *P. oceanica* della riserva marina di Ustica, con *Ombrello* e *Danforth* che provocano maggior danno rispetto alla *Hall*. A differenza di altre aree marine protette del Mediterraneo (Badalamenti *et al.*, 2000), il regolamento della riserva marina 'Isola di Ustica' non prevede limitazioni al numero di ancoraggi. I risultati di questa ricerca forniscono utili indicazioni all'ente gestore che potrebbe limitare l'ormeggio in aree con prateria a *P. oceanica* alle sole imbarcazioni dotate di ancore a basso impatto.

Ringraziamenti

Desideriamo ringraziare Lisandro Benedetti Cecchi e Giulia Ceccherelli per i preziosi suggerimenti; Raffaele Camarda, Valeria Carini, Angelo Palmeri e Simona Fontana per la collaborazione fornitaci nelle fasi di campionamento.

Bibliografia

BADALAMENTI F., RAMOS A., VOULTSIADOU E., SANCHEZ-LISAZO J.L., D'ANNA G., PIPITONE C., MAS J., RUIZ FERNANDEZ J.A., WHITHMARSH D., RIGGIO S. (2000) - Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean marine protected areas. *Environmental Conservation*, **27** (2): 1-16.

FRANCOUR P., GANTEAUME A., POULAIN M. (1999) - Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the Port-Cros National Park (north-western Mediterranean Sea). *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.,* **9**: 391-400.

HUNNAM P. (1987) - Management of anchoring in marine parks. In: Baldwin C.L. (ed), *Fringing Reef Workshop*. Great Barrier Reef Marine Park Authority, Townsville, Australia, **9**: 256-264.

Ricerca finanziata dal MURST ex 60% Prof. S. Riggio.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 690-692

A. Pagliarani, M.P. Manuzzi, V. Ventrella, M. Pirini, F. Trombetti,
G. Trigari, A.R Borgatti

Dipartimento di Biochimica "G. Moruzzi", Università di Bologna, Via Tolara di Sopra, 50
40064 Ozzano Emilia, Bologna, Italia.

VARIAZIONI DELLE ATTIVITÀ ATPASICHE NA^+-DIPENDENTI IN MOLLUSCHI BIVALVI DEL MARE ADRIATICO SETTENTRIONALE

CHANGES IN NA^+-DEPENDENT ATPASE ACTIVITIES IN BIVALVE MOLLUSCS FROM THE NORTHERN ADRIATIC SEA

Abstract

Gill and mantle (Na^+*+*K^+*)-ATPase and* Na^+*-ATPase activities of* Tapes philippinarum, Chamelea gallina, Mytilus galloprovincialis *and* Scapharca inæquivalvis *showed seasonal patterns and were also apparently susceptive, at least in some cases, to the different site of mollusc sampling in the North Adriatic Sea.*

Key-words: *(*Na^+*+*K^+*)-ATPase, *Na^+*-ATPase, bivalve molluscs, Adriatic Sea.*

Introduzione

L'individuazione delle fluttuazioni delle attività ATPasiche Na^+-dipendenti in diverse specie di molluschi bivalvi diffusi nell'Adriatico settentrionale e di una possibile correlazione con parametri ambientali potrebbe permettere di utilizzare queste attività enzimatiche, scegliendo opportunamente il materiale più idoneo, per segnalare condizioni particolari nell'ambiente marino. È stato quindi ritenuto di interesse abbinare ad un'analisi dell'andamento stagionale delle attività ATPasiche lo studio del possibile effetto di distinte stazioni in diverse stagioni.

Materiali e metodi

Due sono stati gli approcci: dapprima dal marzo 1997 al marzo 1999 abbiamo monitorato le due attività enzimatiche nelle vongole *Tapes philippinarum* e *Chamelea gallina* prelevate sul fondale nella zona costiera emiliano-romagnola, in acque complessivamente di buona qualità e in assenza, nel periodo considerato, di fenomeni meteo-ambientali anomali ad eccezione di addensamenti mucillaginosi diffusi nell'estate 1997, e più limitati nell'estate 1998 (ARPA-Regione Emilia-Romagna, 1997, 1998).

Per approfondire il possibile effetto del sito di prelievo, nel 1999 e 2000 abbiamo prelevato *Mytilus galloprovincialis* e *Scapharca inaequivalvis*, di nota resistenza a condizioni ambientali sfavorevoli, in primavera (aprile) e autunno (ottobre) da 3 stazioni a circa 6 miglia dalla costa prospicienti Porto Garibaldi (PG), Ravenna (RA) e Cesenatico (CE), rappresentative di zone di mare omogenee e caratterizzate da situazioni trofiche ben definite secondo un gradiente Nord-Sud: PG ha acque classificate di qualità mediocre/scadente, RA, risente, oltre che di apporti fluviali come PG, di maggiori contaminazioni da impianti agro-industriali, mentre CE può essere assunta come riferimento di condizioni ambientali relativamente buone (ARPA-Regione Emilia-Romagna, 1999, 2000). I mitili sono stati campionati da allevamenti in sospensione a 2 - 4 m di profondità a PG e CE, e da insediamenti su una piattaforma di estrazione del metano

(circa 1 m di profondità) a RA, mentre le scafarche sono state prelevate sul fondale (10-12 m). Le attività della $(Na^+{+}K^+)$-ATPasi e Na^+-ATPasi sono state determinate spettrofotometricamente in preparazioni microsomali di branchie e mantello (Pagliarani *et al*., 1996) nelle rispettive condizioni ottimali di saggio. Su tutti gli animali è stato determinato l'indice di condizione (IC), espresso come peso di materiale secco (g)·10^3/ volume intervalvare (mL). I parametri idrologici all'atto del prelievo sono stati forniti da ricercatori della Daphne II (ARPA-Regione Emilia-Romagna).

Risultati

Sono stati riscontrati in generale andamenti stagionali e in alcuni casi effetti della stazione di prelievo. La Na^+-ATPasi ha mostrato nelle specie bentoniche attività più o meno simile a quella della $(Na^+{+}K^+)$-ATPasi, tranne nel mantello di *Tapes philippinarum*, dove spesso non è risultata determinabile. Nel mitilo, come già da noi riscontrato (Pagliarani *et al*., 1996) la Na^+-ATPasi è risultata costantemente più elevata, da 4 a 10 volte, rispetto alla $(Na^+{+}K^+)$-ATPasi.

Sia in *Tapes philippinarum*, che in *Chamelea gallina* il periodo estivo è parso associato in generale ad attività ATPasiche più alte, mentre in ottobre-novembre si sono osservati minimi di attività enzimatica e IC bassi per entrambe le specie. Effetti stagionali sono risultati evidenti anche in *Mytilus galloprovincialis* e *Scapharca inaequivalvis*, soprattutto nelle ATPasi di mantello, spesso più elevate in autunno rispetto alla primavera.

Nell'ambito di ciascun prelievo di *Mytilus galloprovincialis* e *Scapharca inaequivalvis* solo in alcuni casi sono comparse differenze significative ($p < 0{,}05$) tra PG, RA e CE, sia nell'IC che nelle ATPasi. Ad es., considerando le ATPasi Na^+-dipendenti, attività enzimatiche più basse rispetto a quelle degli esemplari delle altre stazioni sono state riscontrate nella primavera 1999 per la $(Na^+{+}K^+)$-ATPasi branchiale nelle scafarche PG, nell'autunno 1999 per la $(Na^+{+}K^+)$-ATPasi di mantello nei mitili RA; infine nell'ottobre 2000 entrambe le ATPasi di mantello in *S. inaequivalvis* hanno mostrato l'andamento PG < CE < RA.

Discussione e conclusioni

Le attività ATPasiche Na^+-dipendenti nei molluschi bivalvi subiscono probabilmente l'influenza di fattori sia ambientali (es. la temperatura, superiore di almeno 10°C nel periodo autunnale rispetto a quello primaverile, la salinità, con minimi annuali nel periodo autunnale, la disponibilità di alimento, maggiore nel periodo primaverile), che legati allo stadio riproduttivo dell'animale. Solo occasionalmente le differenze riscontrate nei mitili e nelle scafarche delle tre stazioni sono apparsi correlabili con parametri ambientali: nei mitili RA la minore attività della $(Na^+{+}K^+)$-ATPasi di mantello nell'autunno 1999 può essere forse messa in relazione con la salinità minore (24 psu) riscontrata in superficie rispetto a CE e RA (circa 33 psu). Il minor tenore di O_2 sul fondo a PG nella primavera 1999 rispetto a RA e CE può forse riflettersi nella minore attività della $(Na^+{+}K^+)$-ATPasi di branchie nelle scafarche PG, anche se nell'ottobre 2000 lo scarso livello di O_2 sul fondo a CE rispetto a PG e RA sembra ininfluente sulle attività ATPasiche di *Scapharca inaequivalvis*.

L'effetto della stazione di prelievo sulle attività enzimatiche in studio non sembra inoltre correlato ai valori di IC.

La valutazione delle ATPasi Na^+-dipendenti nei molluschi bivalvi, pur d'aiuto nell'individuare possibili condizioni ambientali anomale, ha quindi valenza diagnostica limitata e necessariamente deve essere abbinata ad altri parametri.

Bibliografia

ARPA-REGIONE EMILIA-ROMAGNA (1997) - Eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna. *Rapporto annuale*: 40-41.

ARPA-REGIONE EMILIA-ROMAGNA (1998) - Eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna. *Rapporto annuale*: 45-49.

ARPA-REGIONE EMILIA-ROMAGNA (1999) - Eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna. *Rapporto annuale*: 28-48.

ARPA-REGIONE EMILIA-ROMAGNA (2000) - Eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna. *Rapporto annuale*: 28-43.

PAGLIARANI A., VENTRELLA V., TROMBETTI F., PIRINI M., TRIGARI G., BORGATTI A.R. (1996) - Mussel microsomal Na^{+}-Mg^{2+}- ATPase sensitivity to waterborne mercury, zinc and ammonia. *Comp. Biochem. Physiol.*, **113 C**: 185-191.

Ricerca finanziata in parte dal MIPA e in parte dal MURST Cofin '98.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 693-695

M. Pirini, V. Ventrella, A. Pagliarani, F. Trombetti, M.P. Manuzzi,
A.R. Borgatti, G. Trigari

Dipartimento di Biochimica, Università di Bologna,
Via Tolara di Sopra, 50 - 40064 Ozzano Emilia, Bologna, Italia.

ACIDI GRASSI NMID NEI MOLLUSCHI BIVALVI: QUALE RUOLO?

NMID FATTY ACIDS IN BIVALVE MOLLUSCS: WHICH ROLE?

Abstract

Mytilus galloprovincialis *and* Scapharca inaequivalvis, *sampled in three sites of the North Adriatic Sea in Spring and Autumn, showed a highly variable NMID fatty acid distribution related to the species, the tissue, the lipid class and the sampling period, but apparently irrespective of the different trophic features of the sampling sites.*

Key-words*: bivalve molluscs, NMID fatty acids, environmental factors.*

Introduzione

Nella maggior parte dei molluschi bivalvi marini i lipidi sono caratterizzati oltre che dall'elevato contenuto di acidi grassi polinsaturi n-3 a lunga catena, anche dalla presenza di acidi grassi insoliti detti NMID (Non-Methylene-Interrupted Diunsaturated) in quanto presentano due doppi legami separati da più gruppi metilenici (Kligensmith, 1982). Secondo alcuni autori essi avrebbero origine dietetica, secondo altri biosintetica. È stato dimostrato infatti (Zhukova, 1991) che gli NMID sono gli unici polinsaturi che questi animali possono sintetizzare in casi di immediata necessità e/o di scarsa disponibilità di polinsaturi dietetici a partire dai monoinsaturi precursori 18:1n-9 e soprattutto 16:1n-7 presente in abbondanza nel fitoplancton di cui si nutrono. Da questi tramite allungamento a 20:1n-9 e 20:1n-7 e desaturazione da parte della Δ5 desaturasi deriverebbero gli NMID 20:2n-9,15 e 20:2n-7,15, dai quali per ulteriore allungamento avrebbero origine il 22:2n-9,15 e il 22:2n-7,15. L'accumulo preferenziale nei lipidi polari, talvolta in competizione con i PUFA n-3 e le concentrazioni diverse nei vari tessuti, hanno fatto supporre che nei sistemi biologici essi rivestano principalmente ruoli funzionali e strutturali, tuttavia non ancora ben definiti. Per questo abbiamo ricercato nei lipidi di due specie diverse di molluschi bivalvi del Mar Adriatico la distribuzione e le eventuali variazioni degli NMID rispetto all'habitat, al periodo stagionale e alle condizioni ambientali.

Materiali e metodi

Esemplari di *Mytilus galloprovincialis* (M) e *Scapharca inaequivalvis* (S) sono stati prelevati in primavera ed autunno rispettivamente a 3-4 metri e a 10-12 metri di profondità a 6 miglia al largo di Porto Garibaldi, Ravenna e Cesenatico, stazioni con caratteristiche ambientali ben diversificate e gradiente trofico da Nord a Sud (ARPA Regione Emilia-Romagna, 1999, 2000). Gli acidi grassi sono stati analizzati tramite gascromatografia con colonna capillare sia nei lipidi totali, neutri, polari e nelle principali classi fosfolipidiche separate con TLC degli animali *in toto,* sia nei lipidi delle frazioni microsomali di singoli tessuti (epatopancreas, mantello e branchie) ottenute per centrifugazione differenziale. La localizzazione dei doppi legami negli acidi grassi

NMID è stata determinata mediante spettrometria di massa dei 2-alchenil-4,4-dimetilossazolinderivati.

I risultati sono stati espressi come media dei valori di almeno 3 replicazioni ± D.S. I dati delle tre stazioni e dei due prelievi sono stati confrontati statisticamente mediante ANOVA seguita da SNK test quando necessario ($p < 0.05$).

Risultati

I dati, sostanzialmente simili nelle tre stazioni di prelievo, mostrano gli NMID in quantità maggiori nei lipidi di S, l'accumulo nei lipidi polari (fino a 11% in M e 16% in S) e una distribuzione nelle classi fosfolipidiche di entrambe le specie, decrescente nell'ordine fosfatidiletanolammina (PE) (fino a 20% in M e 40% in S) > fosfatidilserina (PS) (fino a 17% in M e in S) > fosfatidilinositolo (PI) (fino a 2% in M e 5.5% in S) > fosfatidilcolina (PC) (fino a 1.5% in M e 2.7% in S). Appaiono inoltre variazioni stagionali significative: nei lipidi neutri infatti i valori degli NMID risultano in entrambe le specie più elevati in autunno (4.6% in M e 10.3% in S) che in primavera (2.6% in M e 2.2% in S); nei lipidi polari, in M i valori riportati in autunno (7.5%) sono inferiori a quelli primaverili (11%), mentre risultano stabili in S (16%); a livello delle classi fosfolipidiche nella PE in S gli NMID aumentano dal 31% in primavera al 40% in autunno, in competizione con i PUFA n-3, mentre nella PS diminuiscono dalla primavera all'autunno dal 17% al 10% in M e dal 17% all'11% in S, con lo stesso andamento dei PUFA n-3. Nelle frazioni microsomali infine gli NMID si ritrovano in quantità crescenti (fino al 18% in M e al 21% in S) nell'ordine epatopancreas, mantello, branchie.

Discussione e conclusioni

Dai dati ottenuti, la distribuzione degli NMID nei lipidi dei molluschi bivalvi esaminati sembra essere influenzata non tanto dalle caratteristiche peculiari dell'ambiente di provenienza (ad es. livello trofico delle acque) quanto soprattutto dalle caratteristiche della specie e dalle variazioni ambientali collegate al ciclo stagionale. Inoltre, come da noi già osservato anche in altre due specie di molluschi bivalvi dell'Adriatico, *Tapes philippinarum* e *Chamelea gallina* (Pirini *et al*., 1999), l'accumulo selettivo di NMID nei lipidi polari e soprattutto nella PE, particolarmente abbondante e di fondamentale importanza per l'adattamento omeoviscoso delle membrane, sembra confermarne il ruolo strutturale. Infine la maggiore quantità di acidi grassi NMID riscontrata nelle membrane dei tessuti a diretto contatto con l'esterno sembra concordare con la funzione protettiva ipotizzata contro l'ossidazione e l'idrolisi operata dalle fosfolipasi dei batteri degradativi presenti nell'ambiente e potrebbe rivestire un ruolo basilare nella comprensione dei fenomeni di resistenza di alcuni molluschi bivalvi a condizioni stressanti che spesso possono verificarsi nell'ambiente marino.

Bibliografia

ARPA-REGIONE EMILIA-ROMAGNA (1999) - Eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna. *Rapporto annuale:* 28-48.

ARPA-REGIONE EMILIA-ROMAGNA (2000) - Eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna. *Rapporto annuale*: 28-43.

KLINGENSMITH J.S. (1982) - Distribution of methylene and nonmethylene-interrupted dienoic fatty acids in polar lipids and triacylglicerols of selected tissues of the hardshell clam (*Mercenaria mercenaria*). *Lipids*, **17**: 976-981.

PIRINI M., VENTRELLA V., PAGLIARANI A., TROMBETTI F., MANUZZI M.P., BORGATTI A.R., TRIGARI G. (1999) – Lipid features of the Adriatic clams *Tapes philippinarum* and *Chamelea gallina* in summer and winter. *Ital. J. Bioc.*, **48** (4): 287-288.

ZHUKOVA N.V. (1991) – The pathway of the biosynthesis of non-methylene-interrupted dienoic fatty acids in molluscs. *Comp. Biochem. Physiol*., **100** B: 801-804.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 696-698

T. Romeo, G. Florio[2], A. Simioli[1], S. Greco[2]

Dipartimento Scienze Ambientali, Via delle Cerchia, 3 – 53100 Siena, Italia.
[1]Direttore, Ente Parco A.M.P. Punta Campanella.
[2]Istituto Sperimentale Talassografico, CNR.

INDAGINE SULLA RISERVA MARINA DI "PUNTA CAMPANELLA"

STUDY ON MARINE RESERVE "PUNTA CAMPANELLA"

Abstract

This work analyses the social and management aspects of the artisanal fishery in the Marine Reserve "Punta Campanella", beginning from the composition of the fleet, the number of the workers and analyses of the catches.

Key-words: *marine reserve, artisanal fishery, fleet.*

Introduzione

Nell'ambito del programma "Monitoraggio dei fondali e studio sugli stock ittici presenti nel territorio dell'A.M.P. Punta Campanella" svolto in collaborazione con l'Istituto Talassografico CNR di Messina, è stata condotta un'indagine sulle marinerie presenti nella suddetta area. Scopo di tale studio, integrato all'istituzione della riserva, è stato quello di dare una valutazione dell'impatto della pesca su tali aree ponendo in primo piano la realtà locale, per organizzare e gestire un nuovo modello di utilizzo delle risorse più consapevole e meno distruttivo. È stata focalizzata l'attenzione sulle esigenze degli addetti alla pesca e sulle condizioni socio-ecomomiche locali, con lo scopo di poter avviare un processo di corretta gestione dell'area marina protetta, principalmente proteso alla tutela delle risorse (Fabi *et al*., 1999; Lentini e Romeo, 2000). A tal fine si vorrebbe indirizzare il settore pesca alla riconversione delle attività di sfruttamento intensivo, quali la nautica da diporto e la pesca a strascico sotto costa, incentivando la creazione di nuove opportunità lavorative nei settori di pesca turismo, ittiturismo, escursionismo subacqueo e terrestre, promozione di marchi di qualità e rivalutazione dei prodotti ittici tipici locali**.**

Materiali e metodi

Dalla raccolta di dati ufficiali dai registri circondariali marittimi ed attraverso interviste dirette, sono state reperite informazioni sulle tipologie degli attrezzi da pesca, la loro distribuzione per area di pesca, l'andamento delle catture della piccola pesca costiera.

Risultati e conclusioni

Dall'indagine effettuata è emerso che il maggior numero di licenze vengono rilasciate per reti da posta e palangaro, mentre per quanto concerne le reti a circuizione, la sciabica e lo strascico la loro distribuzione è minoritaria (Tab. 1). Il numero di imbarcazioni, presenti nei comuni che rientrano nella riserva di Punta Campanella, è in totale 72 di cui il 46% a Massa Lubrense, il 34% a Sorrento, il 13% a Piano di Sorrento ed il 7% a Meta - Vico Equense.

In Tab. 2 sono riportate le caratteristiche della imbarcazioni riferite a potenza motore (Hp), tonnellata stazza lorda (TSL), lunghezza fuori tutta (LFT) ed anno di costruzione.

Dai dati sulle catture risultano rappresentative quelle di palamita (*Sarda sarda*) e sugarello (*Trachurus* sp.); seguono le catture di sgombro (*Scomber* sp.), mentre valori più bassi sono stati riscontrati per ricciole (*Seriola dumerilii*), boghe (*Boops boops*), cefalopodi, crostacei ed altre specie (Tab. 3). Il dato è riferito alla Marineria di Massa Lubrense, presa come campione rappresentativo dell'area indagata. Premesso che il dato è desunto dalle statistiche in possesso all'Ufficio Circondariale Marittimo e da interviste agli addetti, quindi soggetto a probabili dichiarazioni mendaci, consente in ogni modo di avere una idea sulla composizione delle catture globali.

Tab. 1 - Distribuzione delle licenze da pesca.
Distribution of fishing licences.

Licenze da pesca	Massa Lubrense	Sorrento	Piano di Sorrento	Meta-Vico Equense
Reti da posta	31	23	9	9
Palangaro	31	23	9	9
Circuizione	6	8	4	1
Sciabica	3	0	0	0
Strascico	0	1	0	0

Tab. 2 - Caratteristiche delle imbarcazioni della filiera.
Characteristics of fishing boat.

n° Barche	Anno		LFT		TSL		Hp		
	< 1990	> 1990	< 10	> 10	< 10	> 10	< 50	> 50	removeliche
72	50	22	62	10	72	0	44	20	8

Tab. 3 - Stima delle catture totali per anno (Massa Lubrense 1999).
Annual total catches valuation (Massa Lubrense 1999).

Specie	Peso (kg)
Boops boops	7.850
Sarda sarda	30.000
Scomber sp.	25.600
Seriola dumeriili	8.000
Trachurus sp.	30.123
Cefalopodi	6.450
Altre specie	7.130

Per il censimento relativo al numero e alla distribuzione nei vari comuni degli addetti alla pesca è stato utilizzato il dato ufficiale, in quanto le interviste anonime sul

campo fanno quasi raddoppiare il numero degli addetti, quindi ammettendo ottimisticamente che le risposte siano attendibili si dovrebbe pensare o ad una situazione di diffusa irregolarità amministrativa, oppure che molti di questi siano "pescatori occasionali".

Tra i vari comuni, quello di Massa Lubrense e Sorrento hanno il maggior numero di addetti alla pesca. A Massa Lubrense 30 sono i pescatori, ma soltanto 10 esercitano l'attività tutto l'anno, i restanti si dedicano ad attività legate al turismo. La totalità dei pescatori è di sesso maschile.

Nel comune di Sorrento i pescatori sono 50, ma solo il 20% si dedica all'attività di pesca tutto l'anno. Seguono Piano di Sorrento (30 addetti), Meta (2-3 addetti) e Vico Equense (15 addetti).

Nel Comune di Massa Lubrense e di Sorrento il 5-10% dei figli dei pescatori continua l'attività del padre e frequenta le scuole di vario ordine e grado; negli altri comuni la tradizione di pesca non si è tramandata più da padre in figlio.

Dall'istituzione della Riserva Marina numerosi sono stati i benefici di cui hanno usufruito gli addetti al settore pesca, tra cui un aumento di alcune risorse da tempo scomparse, come dentici, fragolini, calamari, la cessazione dell'attività di pesca con sciabiche e la limitazione ad attività di pesca dei dilettanti.

Tra le iniziative in corso i pescatori sono stati coinvolti nei progetti di pulizia dei fondali e di ittiturismo, partecipando quindi in prima persona alle attività legate alla Riserva.

Ad oggi però, i pescatori, pur riconoscendone l'importanza sollevano qualche lamentela, relativa soprattutto all'estensione dell'area destinata a riserva.

Bibliografia

FABI G., GRATI F., LUCCARINI F., PANFILI M. (1999) – Indicazioni per la gestione razionale di una barriera artificiale: studio dell'evoluzione del popolamento necto-bentonico. *Biol. Mar. Medit*., **6** (1): 81-89.

LENTINI F., ROMEO T. (2000) – Osservazioni sulla piccola pesca nelle Isole Eolie. *Biol. Mar. Medit.,* **7** (1): 765-769.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 699-701

B. Tacchi, L. Paganelli, F. Palumbo, C. Lasagna, P. Rosi

Azienda Mediterranea Gas e Acqua, AMGA S.p.A. - Via SS. Giacomo e Filippo, 7 - 16100 Genova, Italia.

VALUTAZIONE DELL'INQUINAMENTO ORGANICO IN ACQUE DELLA COSTA LIGURE MEDIANTE TEST BIOLOGICO DI LABORATORIO

EVALUATION OF ORGANIC POLUTION IN LIGURIAN WATERS USING A LABORATORY BIOLOGICAL TEST

Abstract

In this study a biological test for the evaluation of the degree of organic pollution has been applied to characterise 5 sites of the Ligurian coast. These sites show different features with regard to antropization and to the kind of pollution that affects them. The test, which is quite cheap and shows good reproducibility, had already been used in previous study.

Key-words: *microorganism, marine pollution, tests.*

Introduzione

Un test biologico di laboratorio in grado di esprimere mediante indici numerici una valutazione dell'inquinamento organico (V.I.O.) già applicato in uno studio sul vecchio porto di Genova (Tacchi e Paganelli, 2000) è stato impiegato per caratterizzare le acque marine di 5 siti del Mar Ligure diversi tra loro per grado di antropizzazione e qualità dell'inquinamento. Scopo del lavoro è valutare l'efficacia del test in ambienti diversi, non soggetti alla stessa fonte inquinante.

Il test si basa sulla classificazione e sul conteggio dei microrganismi che partecipano sin dalle prime fasi al processo di autodepurazione dell'acqua. I microrganismi considerati sono: Batteri, Zooflagellati, Protozoi ciliati (Paoletti, 1975): le diversità dello sviluppo dei microrganismi considerati corrisponderanno a diversità dello stato di inquinamento delle acque (Straskrabova e Legner, 1969).

Materiali e metodi

Durante l'anno 2000 sono stati prelevati con frequenza mensile campioni di acque superficiali alla distanza di 100 e 500 metri dalla costa in cinque siti della Liguria: Imperia, Gallinara Est, Genova Punta Vagno, Santa Margherita Ligure e Marinella (Fig. 1).

Sui campioni prelevati si è proceduto al controllo dell'inquinamento organico mediante il rilevamento di nitrati, nitriti, ammoniaca, fosforo totale (secondo i metodi IRSA - CNR) e dei Coliformi fecali (tecnica delle membrane filtranti).

Il test biologico di laboratorio per la valutazione dell'inquinamento organico (V.I.O.) è stato effettuato secondo la metodologia riportata in Tacchi e Paganelli (2000).

Risultati

Dai dati riportati nelle Tabb. 1 e 2 si rileva una variabilità dell'inquinamento organico nelle cinque stazioni considerate ed una sostanziale diminuzione dello stesso nelle stazioni poste a 500 m dalla costa rispetto a quelle poste a 100 m. L'aumento o

la diminuzione dell'inquinamento organico nelle stazioni considerate trova conferma dall'esame congiunto dei dati chimico-biologici riscontrati e quelli ottenuti mediante la valutazione dell'inquinamento organico (V.I.O.).

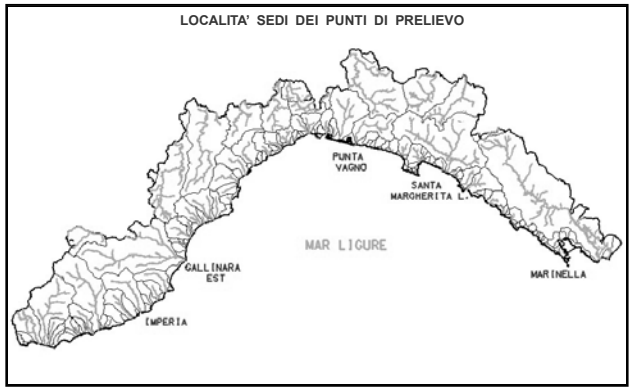


Fig. 1 - Località sedi dei punti di prelievo.
Sampling sites.

Tab. 1 - Risultati delle analisi effettuate mensilmente a 100 m dalla costa.
Results of analyses performed monthly 100 m offshore.

PARAMETRI	Imperia		Gallinara est		Punta Vagno		Santa Margherita		Marinella	
	Media	Dev. St.	Media	Dev. St.	Media	Dev. St.	Media	Dev. St.	Media	Dev. St.
Nitrati (µmoli/l)	3.75	7.86	6.38	11.68	4.51	3.95	1.05	1.27	1.96	2.22
Nitriti (µmoli/l)	0.06	0.15	0.02	0.07	1.14	1.17	0.02	0.07	0.02	0.07
Ammoniaca (µmoli/l)	0.69	2.35	0.00	0.00	25.08	40.18	0.27	0.93	0.04	0.13
Fosforo totale (µmoli/l)	0.18	0.43	0.03	0.09	3.56	5.32	0.04	0.10	0.60	1.39
Coliformi fecali (UFC/100 ml)	142.00	280.22	46.00	104.93	25164.00	63204.21	180.00	514.98	742.00	2064.39
V.I.O. medio	6251.67	12279.37	984.33	1586.71	804640.00	1045243.00	1352.33	3192.63	89382.00	256703.3

Tab. 2 - Risultati delle analisi effettuate mensilmente a 500 m dalla costa.
Results of analyses performed monthly 500 m offshore.

PARAMETRI	Imperia		Gallinara est		Punta Vagno		Santa Margherita		Marinella	
	Media	Dev. St.	Media	Dev. St.	Media	Dev. St.	Media	Dev. St.	Media	Dev. St.
Nitrati (µmoli/l)	0.81	0.89	4.81	8.91	5.60	7.13	1.29	1.81	11.89	12.43
Nitriti (µmoli/l)	0.02	0.07	0.03	0.11	0.57	0.59	0.03	0.11	0.26	0.42
Ammoniaca (µmoli/l)	0.00	0.00	0.00	0.00	18.35	6647.42	0.00	0.00	0.83	1.38
Fosforo totale (µmoli/l)	0.10	0.38	0.00	0.00	1.98	2.31	0.19	0.49	0.89	2.22
Coliformi fecali (UFC/100 ml)	26.00	86.20	9.00	15.83	4185.00	6984.11	9.00	19.49	363.00	874.68
V.I.O. medio	801.17	1418.60	641.00	484.66	97471.50	140303.12	334.08	285.02	29502.42	98807.21

Conclusioni

Dall'esame dei dati riportati risulta l'efficacia del test biologico di laboratorio per la valutazione del grado di inquinamento organico (V.I.O.) anche nell'esame di ambienti molto diversificati. La possibilità di esprimere i risultati del test con indici numerici ne fanno un agevole supporto nella classificazione dell'inquinamento organico.

Bibliografia

CAVALLO R.A., LATORRE F., DE FILIPPIS M. (1994) - Valutazione dell'inquinamento del Mar Piccolo di Taranto. Parametri microbiologici e indici biologici. *Biol. Mar. Medit*., **1** (1): 271-272.

PAOLETTI A. (1975) - *Oceanografia medica ed inquinamento*. Liguori Ed. Napoli.

STRASKRABOVA V., LEGNER M. (1969) - The quantitative relation of bacteria and Ciliates to water pollution. *Advances in water pollution research*. Pergamon Press: 57-74.

TACCHI B., PAGANELLI L. (2000) - Test biologico di laboratorio per la valutazione del grado di inquinamento organico delle acque (V.I.O), esprimibile mediante indici numerici. *Biol. Mar. Medit*., **7** (1): 929-932.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 702-705

L. Tunesi, M.E. Piccione, S. Agnesi

ICRAM, Via di Casalotti, 300 – 00166 Roma, Italia.

APPLICATION OF A GEOGRAPHIC INFORMATION SYSTEM TO THE MANAGEMENT OF BIONOMIC CARTOGRAPHY OF LIGURIAN COASTAL BOTTOMS

APPLICAZIONE DI UN SISTEMA INFORMATIVO GEOGRAFICO ALLA GESTIONE DELLA CARTOGRAFIA BIONOMICA DEI FONDALI COSTIERI LIGURI

Abstract

ICRAM developed a GIS to manage bionomic and sedimentologic cartography of Ligurian continental shelf bottoms, with the purpose of emphasizing available data and suggesting an instrument to support planning activities of coastal zone study and management.

Key-words: *cartography, GIS, Ligurian Sea, benthos.*

Introduction

Bionomic cartography is very important in marine studies, because it synthesizes a large amount of information and because it can be used as a tool for the management of coastal zone and littoral environments.

Although a great tradition of ecologic cartography exists in the Mediterranean area (Molinier and Picard, 1960; Meinesz *et al.*, 1983; Meinesz, 1985) and the scientific community has recognised the importance of GIS during the last years (Meaden and Do Chi, 1996), its employment, especially in Italy, is rather restricted. Furthermore, most of the studies carried out in a large scale have been mostly monothematic, such as mapping of seagrasses of the Ligurian sea (Bianchi and Peirano, 1995).

The function of GIS is that of capturing, storing, integrating, analysing and mapping heterogeneous data, obtained by very different kinds of studies for a given area. ICRAM, in the context of the "Pilot study of bionomic cartography of Ligurian coastal marine environment", co-financed by the Ministry of the Environment, has realized a GIS in order to underline the applicative potentialities of the bionomic cartography in coastal management. The system was applied to Ligurian coastal bottoms, for which a sufficient number of bionomic cartographies are available.

Materials and methods

The project was articulated in the following phases: collection of cartographic information, validation and georeferencing of existing cartographies (both in vectorial and in paper format); creation of GIS using Arcinfo and Arcview software by ESRI.

Maps have been georeferenced in UTM projection and data was acquired in real coordinates (meters). UTM projection was chosen to reduce map deformation and to obtain an "equal area" projection system, that allows calculating the real values of the areas.

Particular attention was turned to the construction of metadata (text files related to the single maps, containing information on the quality of the data available). Each

metadata is characterized by the following information: name of the paper; source of the magnetic support; title of the publication containing the map; origin of the data (field studies, bibliographical synthesis); age of the data; precision of the data (Loran C, GPS, D GPS); origin scale.

A shadeset was built, using Arcinfo software, to allow the graphical restitution of the biocoenoses using symbols adopted by Meinesz *et al.* (1983) and Vaugelas *et al.* (1998). This shadeset is applicable to a wide range of scales.

Results

The system was realized loading 11 biocenotic maps: 7 maps already existing in vectorial format, 3 maps digitized and georeferenced from paper support and 1 map produced by original surveys carried out during the project. Tab. 1 shows the values of the areas covered from the entire bionomic unit for all the maps.

The total mapped area was calculated by adding the surface area of every bionomic unit present in the available maps. The bionomic data calculated in the 0 to 200 m range totals 392 km^2 compared to the 2.060 km^2 of the shelf's surface area that is about 19% of the Ligurian shelf bottoms. On the other hand, the bionomic data calculated in the 0 to 50 m range totals 183 km^2 as opposed to the 387 km^2 of bottom surface, representing approximately 47% of the total.

Tab. 1 shows, for each map, the maximum depth for which bionomic data exists, the total area mapped (obtained from the sum of the areas occupied by the single biocoenoses), the main bionomic units represented and the covered areas.

Tab. 1 - Main information obtained from the maps using GIS.
Principali informazioni fornite dalle carte bionomiche mediante l'impiego del G.I.S.

Map	Max. depth	Total area for which map gives bionomic information (km^2)	Major type of represented biocoenoses	Km^2
Seagrass map (Bianchi & Peirano, 1995)	30	70	*Posidonia oceanica* bed on "matte"	47
Seagrass map from Voltri to Capo Noli (ENEA, 1992)	30	11,5	*Cymodocea nodosa* bed on "matte"	7,7
Imperia (Regione Liguria & Università di Genova, 1998)	50	17.9	*Posidonia oceanica* bed on "matte"	4,9
Andora-Cogoleto (ICRAM, 1993)	50	67.7	Sables Fines Bien Calibrés (SFBC)	25,1
Laigueglia (ICRAM, 2000)	150	52	Vases Terrigénes Côtières (VTC)	21,2
Alassio (Università di Genova & Città di Alassio, 1996)	20	0,8	Sables Fines Bien Calibrés (SFBC)	1,5
Isola Gallinara (ICRAM, 1993)	40	0,3	Fonds Détritiques Côtières (DC)	$79*10^{-6}$
Spotorno(Dep-Eco, 1989a)	100	5,9	Fonds Détritiques Côtières (DC)	1,6
Isola Bergeggi (ICRAM, 1993)	40	0,4	Vases Terrigénes Côtières (VTC)	$158*10^{-6}$
Quiliano (Dep-Eco, 1989b)	100	8,9	Fonds Détritiques Côtières (DC)	2,7
Tigullio (Morri *et al.*, 1986)	500	257	Vases Terrigénes Côtières (VTC)	99,8

Thirty bionomic units were mapped, 8 of which related to soft bottoms, 10 to hard bottoms and 12 related to various types of seagrass beds.

The soft bottoms biocoenoses mainly represented, in terms of total surface, are VTC (124.8 km^2), SFBC (46.2 km^2) and DC (31.6 km^2), with the exception of those related to seagrass, which are the only ones for which a map on a regional scale is available.

Differences within the composition of geographically distinct assemblages arise from a GIS comparison of bionomic maps. In particular, comparing the seagrass map (Bianchi and Peirano, 1995) and the biocoenoses map of Imperia (Regione Liguria and Università di Genova, 1998), it is possible to identify some relevant differences due to: original scale (respectively 1:25.000 and 1:8.000), mapped area (the first study did not cover the first meters of depth), real differences in distribution of the assemblages (an increasing growth of the green seaweed *Caulerpa taxifolia*) (Cinelli *et al*., 1998).

Remarkable differences in the assemblage distributions are observable comparing Bergeggi and Gallinara maps (original scale 1:3.000), with the Andora-Cogoleto map (1:25.000), due to the different original scales. Moreover, benthic communities covering very small areas could not be represented as single units in a smaller scale, so they were added in the second map to the "Ensamble des biocénoses photophiles infralittorales sur substrat dur".

Discussion and conclusions

The bionomic information collected shows a good cover for the bottom ranging between 0 and 50 m in the studied area (approximately 47% of the total area), but the quality and the precision of the data already available stress the need of new detailed studies to complete and update the bionomic cartography of the coastal bottom facing the Italian Ligurian Region.

The present study shows the remarkable importance of GIS as a tool for the management of bionomic cartographies and to support the planning of new field studies. The acquired experience suggests the extension of this approach to the remaining Italian coastal bottoms.

References

BIANCHI C.N., PEIRANO A. (1995) - Atlante delle Fanerogame marine della Liguria. *Posidonia oceanica* e *Cymodocea nodosa*. *ENEA, Centro Ricerche Ambiente Marino, La Spezia*: 146 pp.

CINELLI F., CECCHERELLI G., ORESTANO C., IERARDI S., MANGIALAJO L., RELINI M., TUNESI L., MEINESZ L., CHIAVERINI D., COTTALORDA J.M. (1998) – Suivi de l'invasion de l'algue tropicale *Caulerpa taxifolia* devant les cotes italiennes de la Méditerranée: situation au 31 décembre 1997. In: Meinesz A., Cottalorda J.-M., Chiavérini D., Cassar N., Vaugelas J. De (eds), *Suivi de l'invasion de l'algue tropicale Caulerpa taxifolia en Méditerranée: situation au 31 décembre 1997 LEML-UNSA* publ.: 179-204.

DEP-ECO/RICERCHE AMBIENTALI, GENOVA (1989a) - Studio delle biocenosi bentoniche presenti lungo la costa compresa fra Varazze e Capo Noli. In: ENEA (ed), *Studi ambientali dell'area costiera di Vado Ligure*: 197-227.

DEP-ECO/RICERCHE AMBIENTALI, GENOVA (1989b) - Studio delle biocenosi macrozoobentoniche alla foce del fiume Quiliano. In: ENEA (ed), *Studi ambientali dell'area costiera di Vado Ligure*: 229-253.

ENEA (1992) - *Indagini a mare per la mappatura ed il controllo dello stato di salute delle praterie a Posidonia del Mar Ligure. Carte tematiche e batimetriche.* ENEA, Centro Ricerche Ambiente Marino, La Spezia, 6 carte.

ICRAM (1993) - *Indagine ambientale del sistema marino costiero della provincia di Savona con particolare riferimento alla zona da Capo Vado a Capo Mele in relazione alle problematiche inerenti la gestione della fascia costiera*. Ministero Marina Mercantile. Relazione finale: 944 pp.

ICRAM (2000) - *Progetto pilota di cartografia bionomica dell'ambiente marino costiero della Liguria, come strumento per la gestione e la protezione delle coste. Ministero dell'Ambiente* – Servizio C.O.C.. Relazione Finale: 107 pp.

MEADEN G.J, DO CHI T. (1996) - Geographical information systems. Application to marine fisheries. *FAO Fish. Tech. Pap*., Rome, FAO, **356**: 1-335.

MEINESZ A., BOUDOURESQUE F., FALCONETTI C., ASTIER J.M., BAY D., BLANC J.J., BOURCIER M., CINELLI F., CIRIK S., CRISTIANI G., DI GERONIMO I., GIACCONE G., HARMELIN J.G., LAUBIER L., LOVRIC A.Z., MOLINIER R., SOYER J., VAMVAKAS C. (1983) - Normalization des symboles pour la représentation et la cartographie des biocénoses benthiques littorales de Méditerranée. *Ann. Inst. Océanogr*., Paris, **59** (2): 155-172.

MEINESZ A. (1985) – Travaux présentés lors d'une séance interdisciplinaire sur la cartographie biologique: méthodes et exploitation. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit*., **29** (6): 193-248.

MOLINIER R., PICARD J. (1960) – Délimitation et cartographie des peuplements marins benthiques de la mer Méditerranée. *Bull. Serv. Carte phytogéogr*. C.N.R.S., sér. B, **4** (1): 73-84.

MORRI C., BIANCHI C.N., DAMIANI V., PEIRANO A., ROMEO G., TUNESI L. (1986) - L'ambiente marino tra Punta della Chiappa e Sestri Levante (Mar Ligure): profilo ecotipologico e proposta di carta bionomica. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, **52** Suppl.: 213-231.

REGIONE LIGURIA, UNIVERSITÀ DI GENOVA (1998) - Osservazione della presenza e dell'evoluzione degli insediamenti delle specie alloctone di Caulerpa in Mar Ligure e loro interazione con la fauna marina. *Regione Liguria - Dipartimento Tutela e Gestione del Territorio. Relazione finale*: 87 pp.

UNIVERSITÀ DI GENOVA, CITTÀ DI ALASSIO (1996) - Progetto di area marina protetta anche tramite barriere artificiali. Città di Alassio. *Relazione finale*: 54 pp.

VAUGELAS J., MEINESZ A., ANTOLIC B., BALLESTEROS E., BELSHER T., CASSAR N., CECCHERELLI G., CINELLI F., COTTALORDA J.M., FRADA' ORESTANO C., GRAU A.M., TRIPALDI G., VAN KLAVEREN P., ZAVODNIK N., ZULJEVIC A. (1998) – Proposition pour une standardisation de la représentation cartographique de l'expansion de *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée. In: Meinesz A., Cottalorda J.-M., Chiavérini D., Cassar N., Vaugelas J. De (eds), *Suivi de l'invasion de l'algue tropicale Caulerpa taxifolia en Méditerranée: situation au 31 décembre 1997. LEML-UNSA* publ.: 25-34.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 706-709

L. Tunesi, M. Ferretti[1], A. Molinari, S. Palladino[2]

ICRAM, Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
[1] CIRSPE - Roma, Italia.
[2] IRPEM, CNR - Ancona, Italia.

CATCH COMPOSITIONS OF THE ARTISANAL FISHERIES IN THE GALLINARIA ISLAND'S WATERS (LIGURIAN SEA)

COMPOSIZIONE DELLE CATTURE DELLA PESCA ARTIGIANALE NELLE ACQUE DELL'ISOLA GALLINARIA (MAR LIGURE)

Abstract

The seasonality and the catch composition of the artisanal fishery operating around the Gallinaria Island have been studied in order to collect data useful to support the institution of a marine protected area. The results highlight the relevant richness in species of the catches, their strong seasonality and the importance of conducting further research on the use of the fishing gears on a spatial scale to support the planning of the future MPA.

Key-words: *artisanal fishery, marine protected areas, coastal fish assemblages, Ligurian Sea.*

Introduction

The Gallinaria Island is identified by the Italian legislation to become a marine protected area (MPA) (Balduzzi *et al*., 1992). In relation to the objectives of a MPA, the studies devoted to its institution must take to in account the natural features as well as the socioeconomic aspects (Tunesi and Diviacco, 1993). Particular attention should be paid to improve the knowledge on the artisanal fishing activity, because of its professional and cultural relevance and because, in general, strictly regulated by the establishment of a MPA. These studies are also important to involve the local people in the achievement of the objectives of the future MPA (Salm *et al*., 2000).

Considering the low level of information existing on this topic in the area (Tunesi and Piccione, 2000), the seasonality and the catch composition of the artisanal fishery operating around the Gallinaria Island were studied in the framework of the SELMED program 95/C/76/15, funded by EU.DG XIV (IFREMER *et al.*, 1998).

Materials and methods

Catch data were collected monthly, from December 1996 to January 1998, by one researcher directly on board of a fishing boat belonging to the Cooperativa San Filippo of Albenga (SV). The fishing vessel, working both with gill and combined nets, was selected because representative of the fishing activities taking place in the Gallinaria Island waters. The study was set up to collect information concerning: seasonality in the selection of fishing zones, gears, species and yield for each gear (CPUE=number of specimens *per* 100 meters of net).

Results

The research activities allowed to sample 43 fishing days (13 in Winter, 6 in Spring, 12 in Summer and 12 in Autumn). In general three nets were set daily. Both gill and

combined nets were used in all seasons, but gill nets were the most used (63% of the whole sets), reaching the highest values in November (100%) and in January (63.6%). The highest usage of the combined nets was registered in March and in July (respectively 57.1% and 55%). In total this study allowed to catch 3,344 specimens (2,510 with gill net and 834 with combined net), belonging to 94 commercial species (Tab. 1).

Tab. 1 - Catch species *per* gear and season in the waters surrounding the Gallinaria Island (W=Winter, S=Spring, S=Summer, A=Autumn).

Composizione delle catture ottenute nelle acque dell'Isola Gallinaria per attrezzo e stagione (W=Inverno, S=Primavera, S=Estate, A=Autunno).

	Fishing gears	Gill net				Combined net			
	Pisces	W	S	S	A	W	S	S	A
1	*Alosa fallax* Lacepéde, 1803	x			x				
2	*Apogon imberbis* (L., 1758)					x			x
3	*Argentina sphyraena* L., 1758		x						
4	*Auxis rochei Risso, 1810*	x		x	x				
5	*Benthocometes robustus* G.& Bean, 1886							x	
6	*Boops boops* L., 1758	x		x		x	x		x
7	*Bothus podas* Delaroche, 1809					x		x	x
8	*Capros aper* L., 1758			x				x	
9	*Conger conger* L., 1758						x	x	
10	*Chelon labrosus* Risso, 1826						x		x
11	*Coelorinchus coelorinchus* Risso, 1810			x					
12	*Chromis chromis* L., 1758					x			x
13	*Coriphaena hippurus* L., 1758				x				
14	*Coris julis* L., 1758						x		x
15	*Dentex dentex* L., 1758	x		x	x	x	x		x
16	*Dicentrarchus labrax* L., 1758					x			
17	*Diplodus annularis* L., 1758		x	x		x	x		x
18	*Diplodus puntazzo* Cetti, 1789	x		x	x	x	x		x
19	*Diplodus sargus* L., 1758	x		x	x	x	x		x
20	*Diplodus vulgaris* Geof.S.Hilaire, 1817	x		x	x		x		x
21	*Engraulis encrasicolus* L., 1758			x					
22	*Etmopterus spinax* (L., 1758)			x					
23	*Euthynnus alletteratus* Raf.-Sch.1810				x				
24	*Eutrigla gurnardus* L., 1758							x	
25	*Helicolenus dactylopterus* Del., 1809	x		x				x	
26	*Labrus merula* L., 1758								x
27	*Labrus viridis* L., 1758					x		x	
28	*Lepidopus caudatus* (Euph., 1788)			x					
29	*Lichia amia* (L., 1758)					x			
30	*Lithognathus mormyrus* (L., 1758)					x	x	x	x
31	*Liza aurata Risso, 1810*	x			x	x			x
32	*Liza ramada* Risso, 1826	x							
33	*Lophius budegassa* Spinola, 1807			x					
34	*Lophius piscatorius* L., 1758					x			
35	*Merluccius merluccius* (L., 1758)	x	x	x	x		x	x	
36	*Microchirus hexophthalma* (Ben., 1831)	x	x						
37	*Microchirus ocellatus* (L. 1758)							x	
38	*Microchirus variegatus* Don., 1808						x		
39	*Micromesistius poutassou* (Ris., 1826)		x	x					
40	*Mullus barbatus* L., 1758	x	x	x		x	x		
41	*Mullus surmuletus* L., 1758	x	x	x	x	x	x	x	x
42	*Oblada melanura* (L., 1758)			x	x				
43	*Ophidion rochei* Muller, 1845							x	
44	*Pagellus acarne* (Risso, 1826)	x	x	x		x	x	x	x
45	*Pagellus bogaraveo* (Brun., 1768)	x		x					
46	*Pagellus erythrinus* (L., 1758)	x	x	x	x	x	x	x	x
47	*Pagrus pagrus* (L., 1758)			x	x	x	x		x
48	*Parablennius gattorugine* (Brun., 1768)						x		
49	*Phycis blennoides* (Brun., 1768)			x					
50	*Phycis phycis* (L., 1766)							x	
51	*Polyprion americanus* (Schn., 1801)		x					x	
52	*Sarda sarda* (Bloch, 1793)	x			x	x	x		x
53	*Sardinella aurita* Valenc., 1847		x	x	x		x		x
54	*Sarpa salpa* (L., 1758)	x		x	x	x		x	x
55	*Sciena umbra* L., 1758						x		x
56	*Scomber japonicus* Hout., 1782	x	x	x	x	x	x	x	
57	*Scomber scombrus* L., 1758	x		x		x			
58	*Scorpena elongata* Cad., 1943	x						x	
59	*Scorpena notata* Raf., 1810			x		x	x	x	x
60	*Scorpena porcus* L., 1758					x	x	x	x
61	*Scorpaena scrofa* L., 1758			x		x			
62	*Scyliorhinus canicula* (L., 1758)		x	x					
63	*Seriola dumerili* (Risso, 1810)	x		x	x	x			x
64	*Serranus cabrilla* (L., 1785)	x	x					x	
65	*Serranus scriba* (L., 1758)			x				x	
66	*Symphodus tinca* (L., 1758)			x		x	x		x
67	*Solea vulgaris* Quensel, 1806	x	x			x			x
68	*Sparus aurata* L., 1758				x	x		x	x
69	*Spicara flexuosa* Raf., 1810			x	x	x	x		
70	*Spicara maena* (L., 1758)	x	x	x		x			
71	*Spicara smaris* (L., 1758)	x							
72	*Spondyliosoma cantharus* (L., 1758)					x	x		
73	*Trachinotus ovatus* (L., 1758)				x				
74	*Trachinus draco* (L., 1758)		x						
75	*Trachurus mediterraneus* (Stein., 1868)		x	x	x	x	x	x	x
76	*Trachurus picturatus* (T.E.Bow., 1825)	x	x	x		x			
77	*Trachurus trachurus* (L., 1758)	x	x	x		x	x		
78	*Trigla lyra* L., 1758	x				x		x	
79	*Trigla lucerna* L., 1758		x	x					
80	*Trigloporus lastoviza* (Brun., 1768)	x	x	x					
81	*Trisopterus minutus* (L., 1758)	x	x	x					
82	*Uranoscopus scaber* (L., 1758)		x	x	x		x	x	x
83	*Zeus faber* (L., 1758)			x				x	
	Cephalopoda								
1	*Eledone moscata* (Lam., 1798)				x				
2	*Illex coindeti* (Verany, 1839)		x	x					
3	*Loligo vulgaris* Lamarck, 1798	x				x		x	x
4	*Octopus vulgaris* Cuvier, 1797	x	x	x	x	x	x	x	x
5	*Sepia officinalis* L., 1758					x	x		x
6	*Todarodes eblanae* (Ball, 1841)		x						
7	*Todarodes sagittatus* (Lam., 1798)	x	x	x	x	x	x		
	Crustacea								
1	*Maja squinado* (Herbst, 1788)			x				x	
2	*Palinurus elephas* (Fabricius, 1787)							x	
3	*Scyllarus pygmaeus* (Bate, 1888)							x	
4	*Squilla mantis* (L., 1758)							x	

Tab. 2 - Seasonal fishing yields (CPUE = n. specimens/100 m of net) per type of net.
Rendimenti di pesca per stagione (CPUE = n. di esemplari/100 m di rete).

CPUE	Winter	Spring	Summer	Autumn
Gill net	4,229	4,619	10,153	5,908
Combined net	2,805	3,829	2,116	5,056
Total x season	7,034	8,448	12,269	10,964

Tab. 3 - Higher fishing yield *per* species *per* net in the different seasons in the water surrounding the Gallinaria Island.
Le tre specie che hanno fornito i rendimenti più elevati per attrezzo, per stagione nelle acque dell'Isola Gallinaria.

Fishing gears	Winter	CPUE	Spring	CPUE	Summer	CPUE	Autumn	CPUE
Gill net	*T. trachurus*	0,90	*M. merluccius*	1,73	*T. picturatus*	2,48	*S. dumerilii*	1,42
	M. merluccius	0,89	*T. trachurus*	1,49	*T. trachurus*	2,29	*S. salpa*	1,25
	P. bogaraveo	0,39	*D. annularis*	0,25	*M. merluccius*	1,47	*S. sarda*	0,35
Combined net	*S. officinalis*	1,10	*S. officinalis*	1,09	*P. elephas*	0,47	*S. salpa*	2,73
	S. sarda	0,27	*D. annularis*	0,51	*B. podas*	0,30	*D. annularis*	0,38
	P. acarne	0,19	*D. sargus*	0,26	*M. merluccius*	0,16	*S. officinalis*	0,38

Summer resulted to be the season during which the highest number of species was collected (67), followed by Winter (54), Spring (48 – but with only six days of data) and Autumn (44).

Gill net fishing yields were always higher except in Spring (Tab. 2). The highest value of CPUE was recorded in Summer (Tab. 2).

Merluccius merluccius and *Trachurus* spp. were the most important species in the gill net catches, even though during Autumn the most important catches were composed by *Seriola dumerilii* and *Sarpa salpa* (Tab. 3). In Winter and in Spring *Sepia officinalis* was the species giving the greatest yields for combined nets, with *Sarpa salpa* in Autumn and *Palinurus elephas* in Summer.

Discussion and conclusions

The present study highlights the relevant richness in species of the catches of the artisanal fishery in the Gallinaria Island waters (Tab. 1) and the strong seasonality in the catches (Tab. 3). This aspect, strictly linked to the chosen gear, stresses the experience required by the fishermen to foresee for the presence of the different species in relation with the season and the area.

Further researches on the seasonality of the fishing gears use on a spatial scale basis seems to be crucial for obtaining solid management elements to support the planning of the future MPA.

Acknowledgements

The authors wish to thank the fishers of the Cooperativa San Filippo di Albenga for their active collaboration and with particular regard the President, Mr. Vittorio Libonati, and Mr. Claudio Modena.

References

BALDUZZI A., BIANCHI C.N., CATTANEO-VIETTI R., CERRANO C., COCITO S., COTTA S., DEGL'INNOCENTI F., DIVIACCO G., MORGIGNI M., MORRI C., PANSINI M., SALVATORI L., SENES L., SGORBINI S., TUNESI L. (1992) – Primi lineamenti di bionomia bentica dell'isola Gallinaria (Mar Ligure). *Atti del 10° Congresso A.I.O.L.*: 603-617.

IFREMER, CETEMAR, ICRAM, NCMR (1998) – Project 95/C/76/12, SELMED. Selectivité des filets calés en Méditerranée. *Project financé par la Commission Européenne DGXIV, 1998. Rapport final:* 1-100.

SALM R.V., CLARK J., SIIRILA E. (2000) - *Marine and coastal Protected Areas: A guide for planners and managers*. IUCN., Washington DC: 371 pp.

TUNESI L., DIVIACCO G. (1993) - Environmental and socio-economic criteria for the establishment of marine coastal parks. *Intern. J. Environmental Studies*, **43**: 253-259.

TUNESI L., PICCIONE M.E. (2000) – Rappresentazione e analisi preliminari di informazioni relative alla flottiglia da pesca artigianale del compartimento marittimo di Savona mediante G.I.S. *Biol. Mar. Medit*., **7** (1): 558-564.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 710-713

L. Tunesi, E. Salvati

ICRAM, Via di Casalotti, 300 – 00166 Roma, Italia.

STUDY OF THE COASTAL ICTHYOFAUNA OF THE ARCHIPELAGO OF LA MADDALENA TO SUPPORT THE ZONING OF THE MARINE PROTECTED AREA

STUDIO DELLA FAUNA ITTICA COSTIERA DELL'ARCIPELAGO DE LA MADDALENA A SUPPORTO DELLA ZONAZIONE DELL'AREA MARINA PROTETTA

Abstract

Within the study for the zoning proposal of the marine protected area of the Archipelago of La Maddalena, a survey on the coastal fish fauna has been undertaken by means of visual census. The sampling has been stratified for section of coast, depth and habitat type. A total of 60 taxa have been censused.

Key-words*: coastal fish assemblages, visual census, coastal zone management, marine protected areas, Northern Sardinian Sea.*

Introduction

The institution of the marine protected areas (MPAs) is finalized to the protection of the environment and to its management. The preliminary studies for a MPA must provide information on the environmental and socio-economic situation of the area. In particular, studies on fish fauna have a strategic role for the establishment of a MPA, both for the management of fishing activities and for the development of recreational diving activities (Salm *et al*., 2000).

In the framework of the research activities for the zoning proposal of the Archipelago of La Maddalena MPA, conferred to ICRAM by the Italian Ministry of the Environment, the coastal fish fauna of this area was studied by means of two visual census methods (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985).

Materials and methods

The study of coastal fish fauna has been carried out during October 1998, in the 0-35 meter range of depth, using two underwater sampling methods: scuba diving paths of 15 minutes time length, to collect semi-quantitative/qualitative data and for an estimation of the species richness; stationary samplings (5 m radius) (Tunesi and Vacchi, 1993), to collect quantitative data (abundance and size of specimens).

The sampling points were allocated randomly, stratified according to coastal sector, depth and nature of the bottom. The coastal waters around the Archipelago have been divided into 4 major areas (Fig. 1): 1) the Northwestern islands, 2) La Maddalena and Caprera islands, 3) an Eastern area and 4) the Southeastern islands. The areas have been subdivided into 18 homogeneous environmental units (marked by letters A-U) (Fig. 1). The bathymetric range, from 0 to 35 meter of depth has been divided in four different layers (0-3 m; 3,1-12 m; 12,1-24 m; >24 m); within each layer sampling bouts (stationary sampling and paths) have been stratified for four bottom typologies (*Posidonia* beds, photophilic hard bottoms, sciaphilic hard bottoms and sand). The length

of fish has been classified into 3 classes of body length (small, medium and large) according to the maximum total length reached by the species. The total number of fish was estimated as classes of numerical abundance (1; 2-5; 6-10; 11-30; 31-50; 51-100; >100) (Harmelin-Vivien *et al*., 1985).

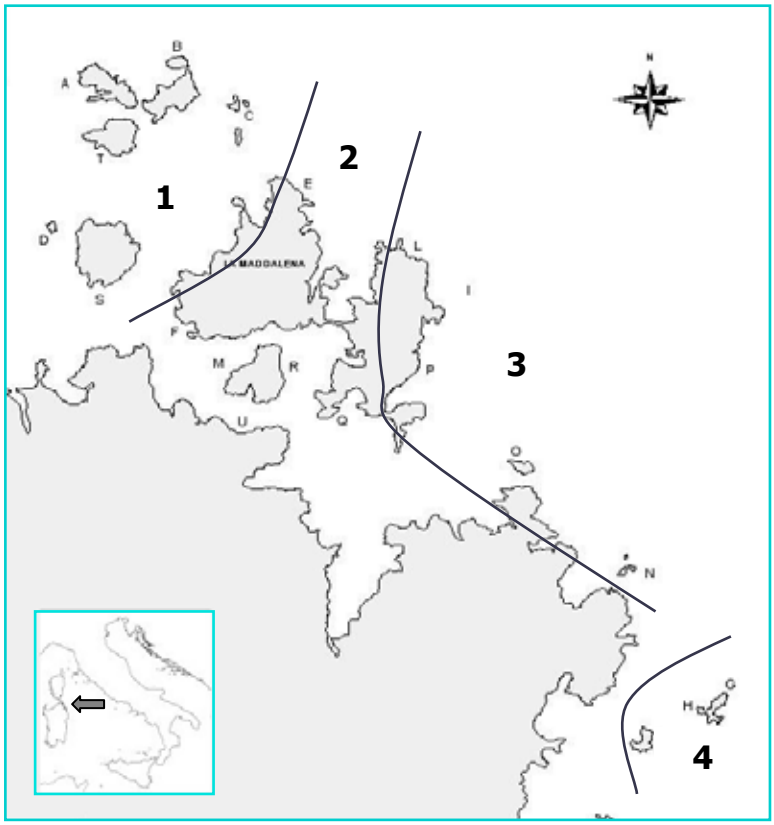


Fig. 1 - Studied area and sampling sites along the coastal zone of the Archipelago of La Maddalena (1- Northwestern islands, 2- La Maddalena and Caprera islands, 3- an Eastern area, 4- the Southeastern islands).

Area di studio e siti di campionamento lungo le coste dell'Arcipelago de La Maddalena (1- isole di Nord-Ovest, 2- Isole di La Maddalena e Caprera, 3- Area orientale, 4- Isole Sud-orientali).

Results

On the whole 60 taxa have been recorded (Tab. 1). The highest species richness has been recorded in the environmental units I and H (Tab. 2), with 30 species each, whereas the environmental units R and F are characterized by the lower numbers of species. Tab. 3 shows the size classes composition *per* each environmental unit: medium size individuals fundamentally characterize the community. The environmental unit C is characterized by the highest percentage of large sized specimens while the unit F by small sized specimens.

Tab. 1 - List of taxa censed during surveys in the study.
Legend: Habitat: P=Posidonia beds; A=photophilic hard bottoms; C=sciaphilic hard bottoms; S=sand. Sampling methodology: SVC=stationary visual census; P=path.

Lista dei taxa censiti nel corso dello studio.

Legenda: Habitat: P=Posidonia; A=fondi duri fotofili; C=fondi duri sciafili; S=sabbia. Tecniche di campionamento: SVC=punto; P=percorso.

	Taxa	Range-Depth (m)	Habitat	Sampling method
1	*Anthias anthias* (L., 1758)	26-31,5	C	SVC/P
2	*Apogon imberbis* (L., 1758)	10-23	A-C-P	SVC/P
3	*Atherina* spp.	0-3	A	P
4	*Belone belone* (L., 1761)	3	A	SVC/P
5	*Boops boops* (L., 1758)	7-28	A-C-P	SVC/P
6	*Chromis chromis* (L., 1758)	3-31,5	A-C-P	SVC/P
7	*Coris julis* (L., 1758)	2,6-31,5	A-C-P	SVC/P
8	*Dasyatis pastinaca* (L.,1758)	22,4	P	SVC/P
9	*Dentex dentex* (L., 1758)	22	C	SVC/P
10	*Diplodus annularis* (L., 1758)	2,6-29,7	A-C-P	SVC/P
11	*Diplodus puntazzo* (Cetti, 1777)	3-17	A-P	SVC/P
12	*Diplodus sargus* (L., 1758)	6-25	A-C-P	SVC/P
13	*Diplodus vulgaris* (G.St.Hilaire, 1817)	2,6-30	A-C-P	SVC/P
14	*Engraulis encrasicoulus* (L., 1758)	2,6	A	SVC/P
15	*Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834)	20-30	C	SVC/P
16	*Gobius bucchichi* (Steind., 1870)	10	A	SVC/P
17	*Gobius cobitis* (Pallas, 1811)	1,5-6	C	P
18	*Gobius cruentatus* (Gmelin, 1789)	19	C	SVC/P
19	*Gobius geniporus* (Valen., 1837)	4-10	S	P
20	*Gobius paganellus* (L., 1758)	1-3	S	P
21	*Labrus merula* (L., 1758)	4,6-22	A-C-P	SVC/P
22	*Labrus viridis* (L., 1758)	5-13,5	A-P	SVC/P
23	*Lipophrys nigriceps* (Vinciguer., 1883)	2-5	C	P
24	*Lipophrys trigloides* (Valen., 1836)	5	A	SVC
25	Mugilidae	0-4	S, A, P	P
26	*Mullus surmuletus* (L., 1758)	5-28	A-C-P	SVC/P
27	*Murena helena* (L., 1758)	12,5-26	A-C	SVC/P
28	*Oblada melanura* (L., 1758)	4-22	A-C--P	SVC/P
26	*Pagellus acarne* (Risso, 1826)	3-10	S-P	P
30	*Pagrus pagrus* (L., 1758)	2-30	S-P	P
31	*Parablennius gattorugine* (Brun.,1768)	1-20	A-C	P
32	*Parablennius rouxi* (Cocco,1833)	10-26	A-C-P	SVC/P
33	*Parablennius zvonimiri* (Kolomb.,1892)	4.5	A	SVC/P
34	*Salpa salpa* (L., 1758)	4,6-24	A-C-P	SVC/P
35	*Sciaena umbra* (L., 1758)	20-14	C	P
36	*Scorpaena notata* Rafinesque, 1810	12,9-15	P	P
37	*Scorpaena porcus* (L., 1758)	13	A	SVC/P
38	*Seriola dumerili* (Risso, 1810)	7-9	A-P	SVC/P
39	*Serranus cabrilla* (L., 1758)	5-30	A-C-P	SVC/P
40	*Serranus hepatus* (L., 1758)	10-25	S	P
41	*Serranus scriba* (L., 1758)	3-31,5	A-C-P	SVC/P
42	*Sparus aurata* (L., 1758)	11	P	SVC/P
43	*Sphyraena sphyraena* (L., 1758)	17	P	SVC/P
44	*Spicara flexuosa* (Rafinesque, 1810)	24	P	SVC
45	*Spicara maena* (L., 1758)	6-31,5	A-C-P	SVC/P
46	*Spicara smaris* (L., 1758)	4-24	C-P	SVC/P
47	*Spondyliosoma cantharus* (L., 1758)	6-29,7	A-C-P	SVC/P
48	*Symphodus cinereus* (Bonnaterre, 1788)	4-13	A-P	SVC/P
49	*Symphodus doderleini* (Jordan, 1891)	11-24	A-C-P	SVC/P
50	*Symphodus mediterraneus* (L., 1758)	4,5-28	A-C-P	SVC/P
51	*Symphodus melanocercus* (Risso,1810)	4-29,7	A- C-P	SVC/P
52	*Symphodus ocellatus* (Forsskal, 1775)	5-22,5	A-C-P	SVC/P
53	*Symphodus roissali* (Risso, 1810)	5-19	A-C-P	SVC/P
54	*Symphodus rostratus* (Bloch, 1797)	4-30	A-C-P	SVC/P
55	*Symphodus tinca* (L., 1758)	2,6-30	A-C-P	SVC/P
56	*Trachinus draco* (L., 1758)	1-15	S	SVC/P
57	*Thalassoma pavo* (L., 1758)	4,5-30	A-C-P	SVC/P
58	*Thunnus thynnus thynnus* (L., 1758)	10	Pelagic	P
59	*Tripterigion melanurus minor* (Gui.,1845)	4,5-12,5	A	SVC/P
60	*Tripterigion tripteronotus* (Risso, 1810)	5-24	A-C-P	SVC/P

Tab. 2 - Number of species censed per environmental units.
Numero di specie censite per unità ambientale.

Environmental unit	A	B	C	D	E	F	G	H	I	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U
N° of species	26	24	24	28	25	23	26	**30**	**30**	28	24	29	25	24	25	22	25	26	27

Tab. 3 - Size percent composition of the fish assemblage per each environmental unit (S = small size, M = medium size, L = large size).
Composizione percentuale delle taglie del popolamento ittico per ogni unità ambientale (S = taglia piccola, M = media, L = grande).

AREA	%S	%M	%L	AREA	%S	%M	%L
A	19,2	**77,1**	3,7	**M**	34,5	63,9	1,7
B	22,3	**77,1**	0,6	**N**	44,0	48,2	7,8
C	18,1	51,7	**30,2**	**O**	40,5	58,5	1,0
D	35,2	62,1	2,7	**P**	33,8	61,2	5,0
E	26,7	59,6	13,6	**Q**	55,5	35,0	9,5
F	**90,8**	8,8	0,3	**R**	60,9	38,3	0,8
G	29,9	63,8	6,4	**S**	44,4	54,3	1,3
H	45,3	53,5	1,3	**T**	36,9	52,1	11,0
I	59,8	36,5	3,8	**U**	44,2	55,0	0,8
L	69,5	29,9	0,6				

Discussion and conclusions

The studied area shows the presence of an important number of species, higher than those estimated for existing protected areas in the western Mediterranean using only paths census (Garcia Rubies and Zabala, 1990; Harmelin *et al.*, 1995). The relatively low number of species recorded in each environmental unit allows us to consider that the fish community of the Archipelago is characterized by a species distribution strongly related to the different areas. These considerations are stressed by the results of the correspondence analysis that indicate a significant difference between the fish assemblages of the inner part of the archipelago respect to the others. These last units result richer in number of species and in presence of large specimens.

The Archipelago's ichtyofauna seems to be highly diversified related to the geographic features and to exposure, with the juvenile concentrated in the inner environmental units.

References

GARCÌA-RUBIES A., ZABALA M. (1990) - Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblage of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Sci. Mar.*, **54** (4): 317-328.

HARMELIN J.G., BACHET F., GARCÌA F. (1995) – Mediterranean marine reserve : fish indices as tests of protection efficiency. *P.S.Z.N.I: Mar. Ecol.*, **16** (3): 233-250.

HARMELIN-VIVIEN M.L., HARMELIN J.G., CHAUVET C., DUVAL C., GALZIN R., LEJEUNE P., BARNABÈ G., BLANC F., CHEVALIER R., DUCLERC J., LASSERE G. (1985) - Evaluation visuelle des peuplements et populations des poissons: méthodes et problèmes. *Rev. Ecol.*, **40**: 467-539.

SALM R.V., CLARK J., SIIRILA E. (2000) - *Marine and coastal Protected Areas: A guide for planners and managers*. IUCN., Washington DC.: 371 pp.

TUNESI L., SALVATI E., LAURIANO G., MARIANI L. (2001) – Study of the coastal fish fauna of the Asinara Island to support the zoning of the marine protected area. *Atti XIV Congr. A.I.O.L.:* 189-198.

TUNESI L., VACCHI M. (1993) - Indagini visuali in immersione nell'area marina di Portofino: applicazione di un metodo per lo studio dei popolamenti ittici. *Biol. Mar.* (Suppl. Notiz. SIBM), **1**: 355-360.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 714-716

S. Vitale, L. Cannizzaro, A. Milazzo

Istituto di ricerche sulle Risorse Marine e l'Ambiente
Consiglio Nazionale delle Ricerche, IRMA-CNR,
Via Luigi Vaccara, 61 – 91026 Mazara del Vallo, Trapani, Italia.

ANALISI DI OTOLITI, CLEITRI E SCAGLIE IN *SARPA SALPA* (LINNAEUS, 1758)

ANALYSIS OF OTOLITHS, CLEITHRA *AND SCALES IN* SARPA SALPA *(LINNAEUS, 1758)*

Abstract

Ages of 30 Salema (Sarpa salpa) *were estimated (surface examined) from otoliths,* cleithra *and scales.* Cleithra *are probably best for precise estimation of age in particular for larger, older Salema than for smaller, younger Salema. Age's validation from* cleithra *in older Salema is probably an alternative method than section of otoliths.*

Key-words: *age,* Sarpa salpa, *otolith, scales,* cleithrum.

Introduzione

La determinazione dell'età e l'accrescimento sono condizione necessaria per lo studio, a fini gestionali, della dinamica delle risorse. I metodi principalmente utilizzati per la determinazione dell'età, ovviamente dipendenti dalla specie oggetto di studio, sono: metodo empirico basato su osservazioni dirette di strutture calcificate opportunamente marcate generalmente mediante tetracicline; metodo statistico basato sull'analisi delle distribuzioni di frequenza di taglia; metodo anatomico basato sull'analisi di strutture scheletriche o di altre strutture quali otoliti, statoliti, cleitri e scaglie. Obbiettivo di questo lavoro è quello di stimare l'età in *Sarpa salpa* mediante l'utilizzo di strutture alternative all'otolite quali scaglie e cleitri.

Sarpa salpa (Linneo, 1978) appartiene alla famiglia degli sparidi. Morfologicamente è caratterizzata da colorazioni azzurro verdastre sul dorso, argentei sui fianchi e da una diecina di linee longitudinali gialle. Vive in branchi fino a circa 20 metri di profondità. Molto comune nei mari italiani è presente oltre che nel Mar mediterraneo, nel Mar Nero e nell'Atlantico dal Golfo di Guascogna al Sudafrica sino alle coste del Natal, Azzorre. Si nutre soprattutto di alghe ed è ermafrodita proterandra (Tortonese, 1975).

Materiali e metodi

Il campione utilizzato, costituito da 30 esemplari, proviene dalle catture della flottiglia artigianale operante, mediante tramaglio e reti da posta fissa dal porto di Selinunte, tra Capo Granitola e Capo San Marco a profondità non superiore a 20 m. Da ciascun esemplare sono state prelevate: alcune scaglie (in corrispondenza delle pinne pettorali), otoliti e cleitri. Gli otoliti sono stati ripuliti e conservati a secco così come le scaglie. I cleitri sono stati prima immersi in acqua calda per eliminare i residui tissutali, successivamente sono stati trattati prima con acqua ossigenata e poi con ammoniaca per evidenziare gli annuli di crescita. Gli incrementi dovuti alla crescita di otoliti, scaglie e cleitri sono stati letti con uno stereomicroscopio con ingrandimenti rispettivamente

di 12×, 8×, 3×. Gli anelli di accrescimento degli otoliti, illuminati con luce riflessa, sono stati contati nella maggior parte dei casi nella zona rostrale. Le scaglie sono state osservate con luce trasmessa e particolare attenzione è stata posta nell'individuazione del primo annulo. I Cleitri sono stati osservati con luce riflessa e gli annuli sono stati contati dall'origine verso l'esterno lungo il margine ventrale della scapola anteriore, come proposto da Casselman nel 1974.

Ciascun otolite, scaglia o cleitro utilizzato è stata letto da due osservatori per tre volte a distanza di tempo (circa un mese) una dall'altra ed è stato utilizzato il valore medio delle età determinato nelle tre diverse letture.

Le stime dei parametri di crescita sono stati ottenuti adattando la funzione di Von Bertallanffy ai dati sperimentali.

Risultati

La Fig. 1 mostra il numero di annuli individuati in ognuna delle tre strutture ed un'ipotetica retta a 45° che indica l'esatta coincidenza degli annuli di crescita delle tre suddette strutture. Il numero di annuli individuati nel cleitro è maggiore di quello determinato nell'otolite e anche nella scaglia soprattutto per gli esemplari più vecchi (Fig. 1A-C). La scaglia è la struttura che consente la minor precisione per l'individuazione degli annuli di crescita nella Salpa rispetto a otolite e cleitro (fig. 1C).

Il numero di annulli individuati sull'otolite è intermedio rispetto a quello ottenuto con le altre strutture (Fig. 1B). L'equazione che meglio si adatta alla nuvola di punti, dovuta alla relazione tra il numero di annuli individuati sull'otolite rispetto a quelli individuati sulle scaglie e sui cleitri, è una retta (Fig. 2A). La relazione lineare otolite-cleitro ($y=1{,}2064x-0{,}3969$) meglio si adatta alla nuvola di punti determinata rispetto a quella otolite-scaglia ($y=0{,}8145x+0{,}4927$) e i valori del coefficiente di adattabilità sono rispettivamente di 0,946 e 0,902.

Le curve di crescita si adattano bene ai dati sperimentali con valori del coefficiente di adattabilità di 0,8771 per l'otolite, 0,854 per la scaglia e 0,8602 per il cleitro (Fig. 2B).

Discussione e conclusioni

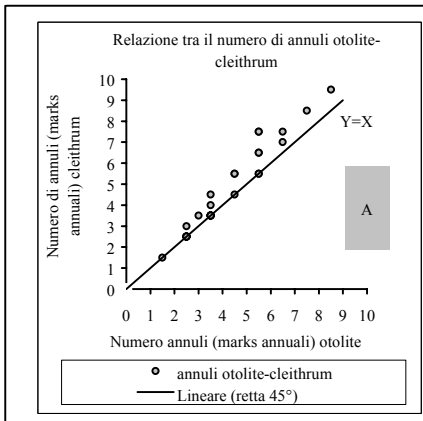
L'analisi superficiale di otoliti, scaglie e cleitri ha evidenziato un differente grado di difficoltà nella determinazione degli annuli di crescita. L'età determinata dall'interpretazione degli annuli delle scaglie offre un minor grado di precisione rispetto agli annuli di otoliti e cleitri, in particolare per gli esemplari più vecchi. Nel cleitro è possibile determinare un maggior numero di annuli sia rispetto alla scaglia che all'otolite. Probabilmente fra le tre strutture è quella che offre la possibilità di una maggiore precisione e accuratezza nella stima dell'età in *Sarpa salpa*. La letteratura al riguardo mostra che in molti casi il numero di annuli visibili sull'otolite integro è spesso inferiore a quello evidenziabile con la sezione dello stesso in particolare per gli animali più anziani.

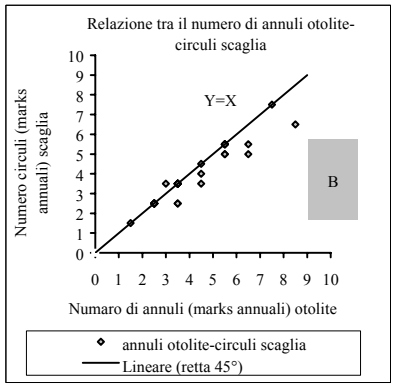
Validare l'età degli esemplari più anziani attraverso l'interpretazione dell'osso piatto cleitro può risultare un'alternativa valida alla laboriosa e dispendiosa operazione necessaria alla sezione degli otoliti.

Bibliografia

CASSELMAN J.M. (1974) - Analysis of hard tissue of pike *Esox lucius* L. with special reference to age and growth. In: T.B. Bagenal (ed), *Ageing of fish*. Unwin Brothers, Old Woking, UK: 13-27.

TORTONESE E. (1975) - Fauna d'Italia. *Osteichthyes. Pesci ossei.* Ed. Calderi, **9**: 636 pp.





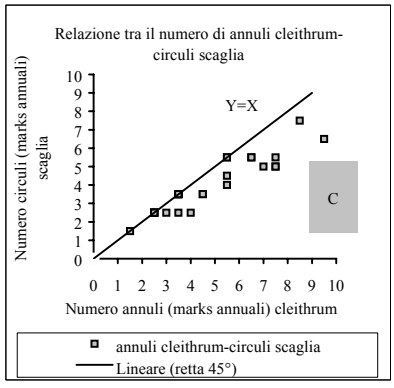
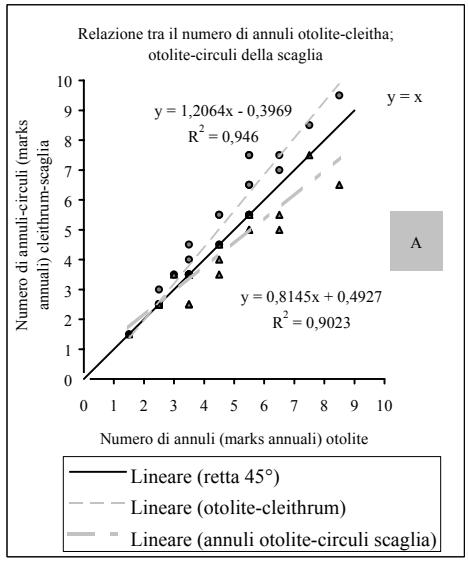


Fig. 1 - Relazione tra il numero di annuli letti su otolite, cleitro e scaglia. A) otolite-cleitro; B) otolite-scaglia; C) cleitro-scaglia.

Relation between number of annuli on otoliths, cleithrum and scales. A) otoliths–cleithrum; B) otoliths-scales; C) cleithrum-scales.



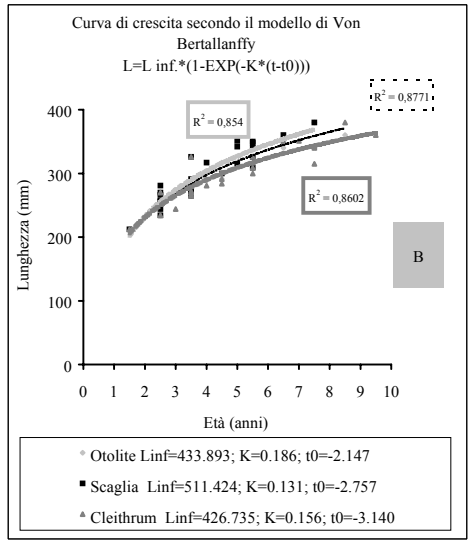


Fig. 2 - A) Relazione tra il numero di annuli determinati negli otoliti rispetto a quelli determinati in scaglie e cleitri; B) Curve di crescita secondo il modello di Von Bertallanffy.

A) Relation between number of annuli on the otoliths and number of annuli on cleithra and scales. B) Growth curve with Von Bertallanffy model.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 717-719

S. Vizzini, G. Sarà, A. Savona, A. Mazzola

Dipartimento di Biologia Animale, Università di Palermo,
Via Archirafi, 18 - 90123 Palermo, Italia.

STUDIO ISOTOPICO ($\delta^{13}C$ E $\delta^{15}N$) DELLE RETI TROFICHE DI DUE AMBIENTI COSTIERI MEDITERRANEI (STAGNONE DI MARSALA E LAGO DI SABAUDIA)

ISOTOPIC STUDY ($\delta^{13}C$ AND $\delta^{15}N$) ON FOOD WEBS IN TWO MEDITERRANEAN COASTAL ENVIRONMENTS (STAGNONE DI MARSALA AND LAGO DI SABAUDIA)

Abstract

The different contribution of organic matter sources for fishes was investigated in two coastal shallow environments (Stagnone di Marsala and Lago di Sabaudia) by means of stable isotope analysis ($\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$). The results showed a different trophic role of organic matter sources in the two study sites suggesting the influence of local environmental conditions on food web structure.

Key-words*: stable isotope, food web, coastal environment, Mediterranean.*

Introduzione

Lo studio dei processi che regolano la struttura delle reti trofiche, in particolar modo negli ambienti costieri di bassofondo, presenta notevoli difficoltà legate alla complessità ambientale ed alla tipologia dei bacini (Vizzini, 2001). Di recente, l'analisi degli isotopi stabili di carbonio ed azoto ha permesso l'approfondimento delle conoscenze sulle complesse dinamiche relative alla struttura delle reti trofiche ed alle interazioni tra i diversi comparti alimentari (Michener e Schell, 1994). Il rapporto tra gli isotopi stabili del carbonio ($^{13}C/^{12}C$) subisce, infatti, un lieve aumento (circa 1‰) ad ogni incremento di livello trofico, quindi offre la possibilità di identificare le maggiori fonti di cibo per gli organismi (Peterson, 1999). Il rapporto tra gli isotopi stabili dell'azoto ($^{15}N/^{14}N$) nei tessuti dei consumatori è, invece, tipicamente arricchito di 3.5‰ rispetto alle specie predate, permettendo così di definire la posizione degli organismi all'interno della gerarchia trofica (Cabana e Rasmussen, 1994). Utilizzando questo approccio, l'obiettivo del presente lavoro è stato quello di confrontare, in due aree costiere mediterranee, il contributo trofico delle diverse fonti di materia organica per le specie ittiche che si trovano nei livelli superiori della rete trofica.

Materiali e metodi

I campionamenti sono stati effettuati nel periodo invernale del 1999 in due aree costiere mediterranee: lo Stagnone di Marsala (TP) ed il Lago di Sabaudia (LT). Lo Stagnone di Marsala è un bassofondo oligotrofico caratterizzato dalla presenza di fanerogame e da processi di risospensione del sedimento indotti dalla forzante eolica (Sarà *et al*., 1999). Al contrario, il Lago di Sabaudia presenta maggiori profondità e trofia delle acque (Perdicaro, 1984). Nel corso dei campionamenti sono state prelevate alcune delle componenti che rientrano nelle reti trofiche degli ambienti considerati, con particolare riguardo a sostanza organica (particellata e sedimentaria), vegetazione

bentonica e fauna ittica. In laboratorio ciascuna componente è stata isolata, acidificata (HCl, 2N), trattata in stufa (45°C, 24-72 h), ridotta in polvere tramite pestello e mortaio ed analizzata attraverso uno spettrometro di massa.

Risultati

Nel confronto tra le due aree di studio i valori di $\delta^{13}C$ sono risultati, seppure con qualche eccezione, meno negativi nello Stagnone di Marsala rispetto al Lago di Sabaudia (Fig. 1). Tra le fonti di materia organica, la fanerogama *Cymodocea nodosa* ($\delta^{13}C = -7.5‰$ e $\delta^{15}N = 7.2‰$ nello Stagnone; $\delta^{13}C = -7.0‰$ e $\delta^{15}N = 4.9‰$ nel Lago di Sabaudia) e la materia organica particellata (POM) ($\delta^{13}C = -22.7 \pm 0.8‰$ e $\delta^{15}N = 3.4 \pm 0.9‰$ nello Stagnone; $\delta^{13}C = -22.5 \pm 0.1‰$ e $\delta^{15}N = 4.7 \pm 0.0‰$ nel Lago di Sabaudia) hanno assunto valori molto simili nelle due aree, mentre la materia organica sedimentaria (SOM) è risultata impoverita nel sito pontino ($\delta^{13}C = -20.5 \pm 1.4‰$ e $\delta^{15}N = 8.1 \pm 1.5‰$) rispetto a quello siciliano ($\delta^{13}C = -12.9 \pm 0.8‰$ e $\delta^{15}N = 8.3 \pm 2.0‰$).

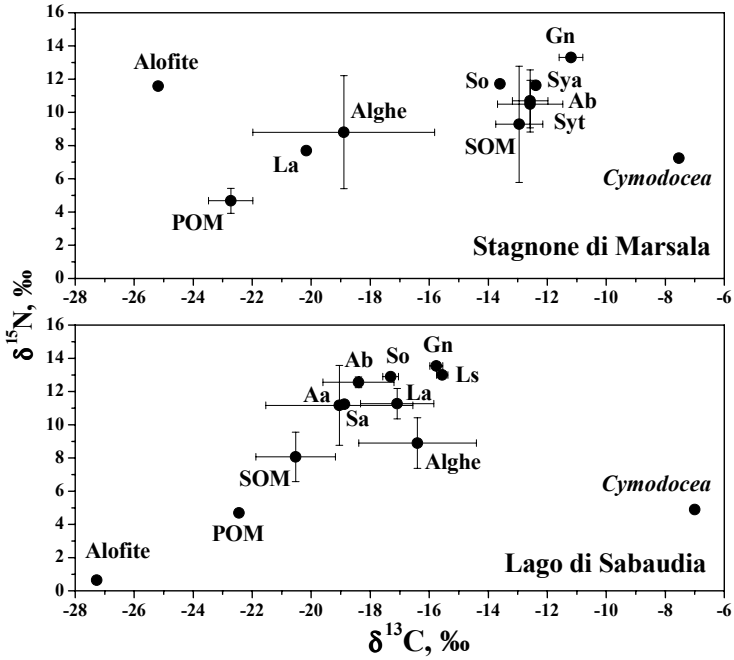


Fig. 1 - Composizione isotopica ($\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$) delle principali fonti di materia organica e specie ittiche nello Stagnone di Marsala e nel Lago di Sabaudia. Abbreviazioni: Aa: *Anguilla anguilla*; Ab: *Atherina boyeri*; Gn: *Gobius niger*; La: *Liza aurata*; Ls: *Lypophris sanguinolentus*; POM: materia organica particellata; Sa: *Sparus aurata*; So: *Symphodus ocellatus*; SOM: materia organica sedimentaria; Sya: *Syngnathus abaster*; Syt: *Syngnathus typhle*.

Isotopic composition ($\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$) of organic matter sources and fish in the Stagnone di Marsala and Lago di Sabaudia. Abbreviations: Aa: Anguilla anguilla; *Ab:* Atherina boyeri; *Gn:* Gobius niger; *La:* Liza aurata; *Ls:* Lypophris sanguinolentus; *POM: particulate organic matter; Sa:* Sparus aurata; *So:* Symphodus ocellatus; *SOM: sedimentary organic matter; Sya:* Syngnathus abaster; *Syt:* Syngnathus typhle.

Considerando la comunità ittica (Fig. 1), si assiste ad uno spostamento verso valori più arricchiti in ^{13}C ed impoveriti in ^{15}N nelle specie ittiche residenti dello Stagnone di Marsala (in media $\delta^{13}C = -12.7 \pm 0.5‰$ e $d^{15}N = 11.0‰$) rispetto a quelli del lago pontino (in media $\delta^{13}C = -15.3 \pm 0.6‰$ e $\delta^{15}N = 12.4‰$).

Conclusioni

Il rapporto tra gli isotopi stabili del carbonio ha reso possibile la suddivisione delle principali fonti di materia organica presenti nelle aree di studio in gruppi (alghe, alofite, fanerogame e fitoplancton), permettendo l'analisi del contributo di ciascuno di essi ai livelli trofici superiori. Le fonti di materia organica che maggiormente vengono incanalate nelle reti trofiche sembrano essere le macroalghe e la materia organica particellata nel Lago di Sabaudia e la materia organica sedimentaria e le fanerogame nello Stagnone di Marsala. Le condizioni morfologiche ed idrologiche dei bacini sembrano svolgere un ruolo determinante nell'incorporazione delle diverse fonti di materia organica. Infatti, nel Lago di Sabaudia le condizioni lentiche e le maggiori profondità (Perdicaro, 1984) sembrano favorire l'intrappolamento del materiale algale ed una rete trofica maggiormente dipendente da autotrofi algali. Nello Stagnone di Marsala, invece, un più accentuato idrodinamismo dovuto principalmente alla forzante eolica (Sarà *et al*., 1999) potrebbe essere uno dei fattori implicati nello sviluppo ed utilizzo della componente fanerogamica.

Bibliografia

CABANA G., RASMUSSEN J.B. (1994) - Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature*, **372**: 255-257.

MICHENER R.H., SCHELL D.M. (1994) - Stable isotope ratios as tracers in marine aquatic food webs. In: Lajtha K., Michener R.H. (eds), *Stable isotopes in ecology and environmental sciences*, Blackwell Scientific Publications, Oxford: 138-157.

PERDICARO R. (1984) - Condizioni chimico-fisiche del Lago di Sabaudia o di Paola dal 1933 al 1984. *Quad. Ist. Idrobiol. Acquacolt. Brunelli*, **4** (2): 71-139.

PETERSON B.J. (1999) - Stable isotopes as tracers of organic matter input and transfer in benthic food web: a review. *Acta Oecologica,* **20** (4): 479-487.

SARÀ G., LEONARDI M., MAZZOLA A. (1999) - Spatial and temporal changes of suspended organic matter in relation to wind and vegetation cover in a Mediterranean shallow coastal environment. *Chem. Ecol*., **16**: 151-173.

VIZZINI S. (2001) - Studio comparato di reti trofiche costiere attraverso l'analisi degli isotopi stabili di carbonio ed azoto. *Tesi dottorale* (XIII ciclo), Università di Palermo.

Lavoro eseguito con contributo MURST.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 720-721

F. Andaloro, S. Campagnuolo, D. Campo, L. Castriota,
M. Falautano, M. Sinopoli, P. Vivona

Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica e Tecnologica Applicata al Mare, ICRAM,
Sts Palermo, Via E. Amari, 124 - 90139 Palermo, Italia.

LA PESCA DELLA RICCIOLA (*SERIOLA DUMERILI*) NEL TIRRENO MERIDIONALE E STRETTO DI SICILIA: CAMPAGNE 1990-2000

GREATER AMBERJACK (SERIOLA DUMERILI) *FISHERY IN SOUTHERN TYRRHENIAN SEA AND STRAITS OF SICILY: SURVEYS 1990-2000*

Abstract

An investigation on greater amberjack (Pisces, Carangidae) fishery was carried out during a ten years period (1990-2000) in Southern Tyrrhenian Sea and Straits of Sicily. Annual catches show a positive trend in both zones with the exception of the last year because of a decrease of fishing effort in Lampedusa Island.

Key-words: Seriola dumerili, *greater amberjack, Mediterranean Sea, fishery.*

Introduzione

La ricciola, *Seriola dumerili,* è un carangide cosmopolita la cui importanza alieutica in Mediterraneo è marginale nonostante la specie mostri grandi potenzialità sia per le caratteristiche di pregio delle carni che per l'elevato valore di mercato. La distribuzione limitata ad alcune zone e la disponibilità stagionale alla cattura (Andaloro *et al*., 1998) hanno fatto sì che lo sforzo di pesca su questa specie sia stato sino a pochi anni fa moderato. Le catture di ricciola sono però andate incontro, negli ultimi anni, ad un rapido incremento anche in relazione al crescente interesse per l'acquacoltura, dovuto al rapido tasso di crescita della specie (Lazzari, 1991; Porrello *et al*., 1993). Nel presente studio sono analizzati i dati relativi ai sistemi di pesca ed alle catture degli anni 1990-2000.

Materiali e metodi

Un'indagine censitaria degli attrezzi adoperati e delle imbarcazioni che operano la pesca di ricciola è stata effettuata nelle marinerie della Sicilia mediante interviste ai pescatori. Lipari e Lampedusa sono state scelte come aree campione in quanto vi sono localizzate le principali zone di pesca. In questi siti è stato rilevato il totale delle catture effettuate con rete a circuizione durante le stagioni di pesca degli anni 1990-2000 e sono stati effettuati rilevamenti settimanali dello sbarcato per gli altri attrezzi da pesca.

Risultati

La pesca della ricciola adulta è effettuata prevalentemente con reti da circuizione (cianciolo) talvolta con l'uso di esca viva (Gy*mnamodites cicerellus* nelle Eolie) ma anche con reti da posta appositamente costruite, dette ricciolare, e con lenze trainate. La pesca dei giovanili è effettuata con reti da posta, con lenze trainate e recentemente anche con reti da circuizione sotto i cannizzati (Fish Aggregating Devices, FADs). Nel

1992 erano state censite 195 imbarcazioni professionali per i giovanili e 72 per gli adulti; nel 2000 le imbarcazioni sono risultate 87 per la pesca dei giovanili, che appare pressoché dimezzata, e 66 per quella degli adulti. Le catture totali di ricciola della flotta di Lampedusa sono aumentate da circa 27 t nel 1990 a circa 53 t nel 1999, mentre a Lipari si sono mantenute sempre sotto alle 10 t.

Discussione e conclusioni

La pesca professionale alla ricciola è un'attività ancora marginale praticata da una flotta articolata e variabile nel tempo, condizionata dalla stagionalità delle catture e dalle loro fluttuazioni. La ricciola è una risorsa estremamente vulnerabile, poiché è disponibile alla pesca solo nei momenti più delicati del suo ciclo vitale cioè nel periodo riproduttivo (maggio-luglio) e in quello giovanile (agosto-settembre) (Marino *et al*., 1995).

Per entrambe le aree di campionamento nel periodo di studio le catture di ricciola sono state molto variabili nel tempo. Le forti fluttuazioni negli anni sono spesso dovute a condizioni meteomarine avverse nella breve stagione di pesca. Nel complesso si è comunque registrato un aumento delle catture, con l'eccezione dell'ultimo anno in cui si è avuta una riduzione. L'incremento può essere correlato all'introduzione del sonar che ne facilita l'individuazione.

Nell'ultimo anno di campionamento nell'area di Lampedusa si è registrata una riduzione delle imbarcazioni che effettuavano questo tipo di pesca che erano 5 nel 1998 si sono ridotte a 4 nel 1999 e a 3 nel 2000. Nonostante la diminuzione delle imbarcazioni dovute alla crisi della pesca dello sgombro le catture sono aumentate fino a che non è iniziata la competizione con la flotta da pesca tunisina, si è avuto un incremento dell'uso dei FADs maltesi ed è aumentata la pesca illegale con esplosivi (Andaloro *et al*., 1998). Nelle Eolie le catture sono risultate sempre più basse e prevalentemente costituite da giovanili. Negli anni seguenti l'entrata in vigore della normativa regionale siciliana (D.A. 1/5/95), che protegge i giovanili interdicendone la pesca sino al 15 settembre, si è registrata una netta riduzione della loro cattura. Negli ultimi anni questo andamento si è invertito a causa del forte aumento dell'uso di FADs (cannizzi) da parte della pesca professionale, soprattutto nell'area del Tirreno nord orientale (Morales-Nin *et al.,* 1999). I giovanili di ricciola, pur non essendo specie bersaglio di questa pesca, rimangono coinvolti nelle catture e commercializzati nonostante il divieto.

Bibliografia

ANDALORO F., VIVONA P., CAMPAGNUOLO S., PIPITONE C., POTOSCHI A., MANDICH A., MARINO G. (1998) - Biologia, distribuzione e valutazione dello stock di ricciola, *Seriola dumerili*, nei mari siciliani. *Biol. Mar. Medit.,* **5** (3): 270-279.

LAZZARI A. (1991) - Some note to the aquaculture development of the new mediterranean species: the yellowtail (*Seriola dumerili*) case and strategy to come. *European Aquaculture Society*, Bredene, Belgium, Special Publication, **14**: 183-184.

MARINO G., MANDICH A., MASSARI A., ANDALORO F., PORRELLO S., FINOIA M.G., CEVASCO F. (1995) - Aspects of reproductive biology of Mediterranean amberjack (*Seriola dumerili* Risso, 1810) during the spawning period. *J. Appl. Ichthyol.,* **11**: 9-24.

MORALES-NIN B., CANNIZZARO L., MASSUTÌ E., POTOSCHI A., ANDALORO F. (1999) - An overview of the FADs fishery in the Mediterranean Sea. *Actes de colloques Peche thonière et dispositifs de concentration de poissons*, **28**: 184-207.

PORRELLO S., ANDALORO F., VIVONA P., MARINO G. (1993) - Rearing trial of *Seriola dumerili* in floating cage. In: G. Barnabè and P. Kestemont (eds), *European Aquaculture Society*. Special Publication, **18**: 299-307.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 722-725

P. Belcari, D. Bertolini, C. Viva*

Dipartimento Scienze dell'Uomo e dell'Ambiente, Università di Pisa,
Via A. Volta, 6 - 56126 Pisa, Italia. E-mail: belcari@discat.unipi.it.
* C.I.B.M. - Livorno, Italia.

OTOLITH STUDY OF JUVENILES OF HAKE (*MERLUCCIUS MERLUCCIUS,* L. 1758) IN THE NORTHERN TYRRHENIAN SEA: ALLOMETRIC RELATIONSHIPS AND PRELIMINARY RESULTS OF IMAGING ANALYSIS

STUDIO DI OTOLITI DI GIOVANI DI NASELLO (MERLUCCIUS MERLUCCIUS, *L. 1758) NEL MAR TIRRENO SETTENTRIONALE: RELAZIONI ALLOMETRICHE E RISULTATI PRELIMINARI DELL'ANALISI DI IMMAGINE*

Abstract

Scaling patterns of fish total length and otolith weight of the European hake Merluccius merluccius *were investigated in relation to otolith length. Morphometric relationships show that otoliths grow in length rather than weight and that a linear relation between otolith length and fish total length does exist. Preliminary results on otolith imaging analysis are reported.*

Key-words: Merluccius merluccius, *otolith, allometry, scaling, Tyrrhenian Sea.*

Introduction

Study of the growth of juveniles of the European hake, *Merluccius merluccius*, represents an important aspect of an EU research project aiming to investigate the relations between the recruitment process of this species and its fishery in the north-western Mediterranean.

European hake has been object of several studies on age determination from bony structures. However, problems still remain, especially in the identification of the first winter annual ring. Previous studies in the same area (Viva and Biagi, 1992) demonstrated the presence of a non constant number of hyaline rings during the first phase of life. In order to improve the knowledge on the growth of juveniles, age determination has been performed in recent years by counting daily micro-increments. The objective of the present work was to make a further contribution in this direction. The present research was carried out in the northern Tyrrhenian Sea, focusing on the scaling patterns of fish total length and otolith weight in relations to otolith length, and on the study of daily increments by imaging analysis.

Materials and methods

Specimens of hake juveniles were taken during the "Juveniles trawl survey" carried out during April 1999 in the framework of the EU research project "FAIR CT-97-3522". Otoliths (sagittae) were sampled, collecting at least 5 otoliths for each 0.5 cm hake size class. Samples were stored dry in plastic bags. A total of 670 otoliths were collected in the size range 3.5 - 20.0 cm fish total length. A sub-sample of 275 otoliths was weighed with a precision of 0.0001 g and measured to the nearest 0.01 mm below

along the longest axis. Morphometric relationships were determined according to the power equation: $Y=a*X^b$. The regression coefficient b was tested by means of the "Student t-test".

A total of 191 otoliths ranging from 3.5 to 20.5 cm fish total length was prepared for daily growth increment reading under the light microscope. All preparations obtained were ground and polished with frequent checking under the microscope until the core plane was reached. In this first phase of study, the nuclei of the otoliths were read using a microscope with green light and a polarising light filter. The microscope was connected to a high resolution video camera and a PC; images were analysed with a specific software.

Results and conclusions

Figg. 1 and 2 show the morphometric relationships between otolith length, fish total length and otolith weight.

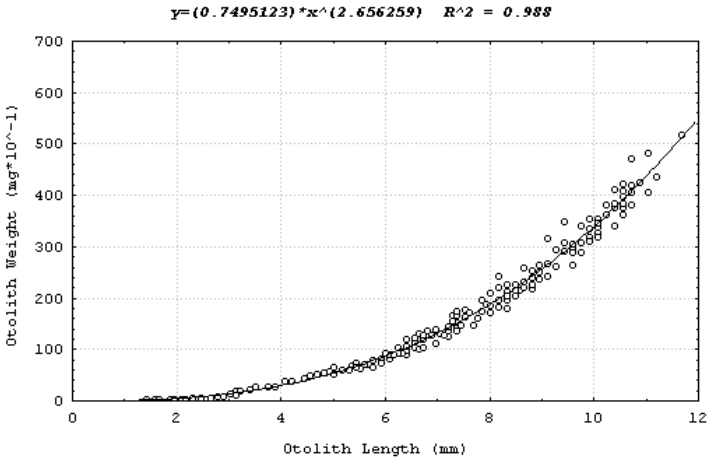


Fig. 1 - Otolith weight-length relationship in *M. merluccius*.

Relazione tra peso e lunghezza dell'otolite degli individui di M. merluccius.

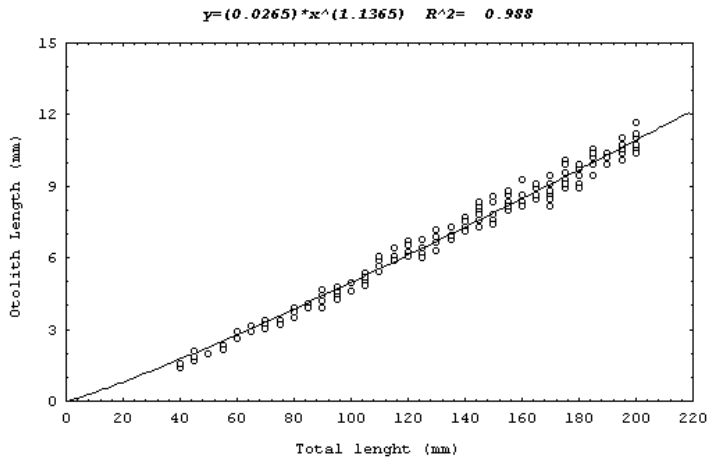


Fig. 2 - Otolith length-fish total length relationship in *M. merluccius*.

Relazione tra lunghezza dell'otolite e lunghezza totale degli individui di M. merluccius.

The statistical comparison of the otolith weight-length relationship parameters revealed a value of the regression coefficient < 3 ($b=2.6563$, $p<0.001$) a condition described as negative allometric (Ricker, 1975), showing that otoliths grow relatively faster in length rather than in weight. The relationship between otolith length and fish total length resulted linear; this relation appears to be constant throughout the hake life cycle, as reported by previous studies on the hake population in the same area (Biagi *et al*., 1993) and in the north-western African shelf (Goñi, 1983).

Otolith imaging analysis revealed the presence of rings that can be considered daily increments. Although the presence of non daily increments or false increments is conceivable, this technique was found to be more suitable for studying growth during the first phase of life. The central area of the otolith, the nucleus (Fig. 3), corresponding to the pelagic phase of hake larvae, showed a constant number of daily growth increments. On average, 57.54±5.24 daily increments were counted. Similar studies, carried out in the Gulf of Lions and in the Adriatic sea during different periods of the year, reported lower mean values of daily increments in the nucleus (Morales-Nin and Aldebert, 1997; Arneri and Morales-Nin, 2000). Different growth rates, according to season, of newly hatched specimens of *M. merluccius***,** could account for these variations in the duration of the pelagic phase.



Fig. 3 - Nucleus of a sagitta of *M. merluccius* (fish total length=6.5 cm).
Nucleo di una sagitta di un esemplare di M. merluccius *di 6.5 cm di lunghezza totale.*

Acknowledgements

The colleagues E. Arneri and G. Giannetti of the IRPEM-CNR (Ancona) and B. Morales-Nin of the CSIC-UIB-IMEDEA (Palma de Mallorca) are thanked for their friendly help, encouragement and welcome during our entrance in the world of otolith "daily" readers.

References

ARNERI E., MORALES-NIN B. (2000) – Aspects of early life history of European hake from the central Adriatic. *Journal of fish Biology*, **56**: 1368-1380.

BIAGI F., DE RANIERI S., VIVA C. (1993) – Accrescimento dell'otolite in relazione alla lunghezza totale in *Merluccius merluccius* (L.). *Biol. Mar.* (Suppl. al Notiziario S.I.B.M.), **1**: 387-388.

GOÑI R. (1983) – Growth studies of European hake (*Merluccius merluccius* L.) from the Northwest African shelf. *I.C.E.S.*, *C.M. 1983/G:10:* 16 pp.

MORALES-NIN B., ALDEBERT Y. (1997) – Growth of juvenile *Merluccius merluccius* in the Gulf of Lions (NW Mediterranean) based on otolith microstructure and length-frequency analysis. *Fishery Research*, **30**: 77-85.

RICKER E. (1975) – Computation and interpretation of biological statistics of fish population. *Bull. Fish. Res. Bd. Can.,* **191**: 1-382.

VIVA C., BIAGI F. (1992) – Preliminary note on the pattern of otolith rings formation in juveniles of *Merluccius merluccius* L. in the Northern Tyrrhenian Sea. *Rapp. Comm. int. Mer Médit*., **33**: 290 pp.

This study was partially supported by the European Union (contract "FAIR CT-97-3522").

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 726-728

S. Mirto, M. Bellavia, T. La Rosa

Dipartimento di Biologia Animale, Via Archirafi, 18 – 90123 Palermo, Italia.

PRIMI DATI SULLE ABITUDINI ALIMENTARI DI GIOVANILI DI *CARANX CRYSOS* NEL GOLFO DI CASTELLAMMARE (SICILIA NORD OCCIDENTALE)

FEEDING HABITS OF JUVENILES OF CARANX CRYSOS *IN THE GULF OF CASTELLAMMARE (NORTH WEST SICILY): PRELIMINARY RESULTS*

Abstract

The feeding habits of juvenile specimens of Caranx crysos *(Carangidae) collected in the gulf of Castellammare were studied. Gastric content of 45 specimens, class were examined. Calanoid copepods were the most frequent prey items. Standardised Levin's index, calculated on percent volume (%V), showed low value of niche breadth.*

Key words*: feeding habits,* Caranx crysos*, Mediterranean Sea.*

Introduzione

Caranx crysos (Mitchill, 1815), è un Carangide molto diffuso nel bacino del Mediterraneo, nell'Atlantico orientale (dal Senegal all'Angola) ed occidentale (dagli Stati Uniti al Brasile).

Ben poco si conosce della biologia trofica di tale Carangide, per certo si sa che è una specie carnivora che si nutre di pesci, crostacei ed altri invertebrati. In questo lavoro vengono riportati i primi dati sul comportamento alimentare di giovanili di *C. crysos*, fornendo un contributo alla conoscenza della sua ecologia trofica.

Materiali e Metodi

Gli esemplari sono stati catturati nel periodo compreso tra giugno ed ottobre del 1999 all'interno del Golfo di Castellammare. Le catture sono state effettuate servendosi di reti a circuizione e con l'ausilio dei Fish Aggregating Device (FADs) come mezzo di attrazione. Sono stati catturati 271 esemplari di *C. crysos* e su di un campione di 45 esemplari, quindici per ognuna delle tre classi di taglia considerate e maggiormente rappresentate nel campione (2-4 cm, 4-6 cm e 6-8 cm), è stato esaminato qualitativamente il contenuto stomacale, per valutare le abitudini alimentari dei giovanili di questa specie. Una volta identificate, contate e misurate le prede, sono stati calcolati i seguenti indici semplici: la frequenza percentuale di ritrovamento delle prede (F%), il volume percentuale (V%) ed il coefficiente di vacuità (C.V.). Sono stati inoltre calcolati i seguenti indici composti: l'indice alimentare (I.A.=F%*V%/100) che prende in considerazione sia le preferenze alimentari sia la biomassa ingerita (Lauazanne, 1975), l'indice di sovrapposizione alimentare di Schoener (T) (1970), l'indice di ampiezza di nicchia trofica di Levins (B) (1968), l'indice di dominanza di Simpson (λ) (Pielou, 1966), l'indice di diversità trofica di Shannon e Weaver (H') (1949) e il metodo grafico proposto da Costello (1990).

Risultati e Discussioni

Nella dieta di *C. crysos*, i Copepodi Calanoidi sono in assoluto il gruppo tassonomico più rappresentativo, si ritrovano, infatti, con V% ed F% elevata, costituendo prede preferenziali negli esemplari di tutte e tre le classi di taglia (2-4 cm, 4-6 cm, 6-8 cm) (Tab. 1).

Tab. 1 - Abitudini alimentari di giovanili di *Caranx crysos* nel Golfo di Castellammare. F%, Frequenza di occorrenza; V%, Volume percentuale; I.A., Indice Alimentare.

Feeding habits of juveniles of Caranx crysos *in the Gulf of Castellammare. F%, Frequency of occurrence; V%, Volume percentage; I.A., Alimentary Index.*

	Classe 2-4 cm			Classe 4-6 cm			Classe 6-8 cm		
Categorie	**V%**	**F%**	**I.A.**	**V%**	**F%**	**I.A.**	**V%**	**F%**	**I.A.**
Larve di Mollusca	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	7.7	0.0
Cladocera	0.3	21.4	0.1	0.1	14.3	0.0	0.0	0.0	0.0
Copepodi Calanoida	83.6	100.0	83.6	76.2	85.7	65.3	38.7	76.9	29.8
Copepodi Harpacticoida	0.0	0.0	0.0	0.1	7.1	0.0	0.0	0.0	0.0
Copepodi Poecilostomatoida	0.8	50.0	0.4	1.0	35.7	0.4	0.3	23.1	0.1
Copepodi Cyclopoida	0.0	0.0	0.0	0.3	14.3	0.0	0.0	0.0	0.0
Mysidacea	0.0	0.0	0.0	0.3	14.3	0.0	0.0	0.0	0.0
Amphipoda	0.0	0.0	0.0	0.3	21.4	0.1	0.0	0.0	0.0
Euphasiacea	0.0	0.0	0.0	0.4	7.1	0.0	0.0	0.0	0.0
Decapoda	0.0	0.0	0.0	2.6	35.7	0.9	5.1	30.8	1.6
Larve di Decapoda	4.1	57.1	2.4	0.3	21.4	0.1	5.8	46.2	2.7
Resti di Crostacea	0.0	0.0	0.0	9.2	21.4	2.0	0.0	0.0	0.0
Chetognatha	11.1	35.7	4.0	8.7	7.1	0.6	3.1	23.1	0.7
Osteichthyes	0.0	0.0	0.0	0.3	7.1	0.0	46.6	30.8	14.3
Altro	0.1	7.1	0.0	0.4	14.3	0.1	0.4	7.7	0.0

Nella classe di taglia 2-4 cm altre prede preferenziali sono i Copepodi Pecilostomatoidi e le larve di Decapode, ritrovate con frequenze notevoli, rispettivamente del 50% e del 57%. Le rimanenti categorie sono prede di tipo secondario. Negli esemplari della seconda e terza classe di taglia, sono i Copepodi Calanoidi l'unica categoria di preda preferenziale a cui si aggiungono prede secondarie ed accidentali.

Il coefficiente di vacuità (C.V.) è risultato basso per le tre classi di taglia analizzate: C.V.= 6.7 per le classi di taglia 2-4 cm e 4-6 cm, C.V.=13.3 per la classe di taglia 6-8 cm.

Gli indici composti confermano quanto osservato per gli indici semplici, consentendo qualche precisazione. L'indice alimentare (I.A.) indica i Copepodi Calanoidi come dominanti nella prima e seconda classe di taglia (84%, 65%), per diventare nella terza classe preda essenziale (30%). Tutti i rimanenti gruppi risultano secondari, con la sola eccezione degli Osteitti che, nella classe di taglia 6-8 cm, costituiscono prede non trascurabili (14%) (Tab. 1).

L'indice dell'ampiezza di nicchia di Levins non mostra alcuna differenza nelle tre classi di taglia (B= 0.1), ciò indica che *C. crysos* presenta un'elevata specializzazione per i Copepodi Calanoidi, non sfruttando in modo significativo le altre risorse alimentari disponibili. L'indice di dominanza di Simpson mostra valori prossimi ad uno in tutte e tre le classi di taglia, confermando la dominanza dei Copepodi Calanoidi rispetto alle altre prede. L'importanza delle prede e la strategia alimentare di *C. crysos* vengono

ulteriormente confermate dall'analisi di Costello, in cui si evince che *C. crysos*, in tutte e tre le classi di taglia, è specialista nel predare Copepodi Calanoidi che costituiscono la categoria dominante, e generalista rispetto alle rimanenti categorie di preda considerate rare. Nella classe di taglia 6-8 cm è necessario, inoltre, evidenziare il contributo in P% degli Osteitti, pur non costituendo prede di tipo dominante nella dieta di *C. crysos*. L'analisi dell'indice di Shannon indica bassa diversità trofica in tutte e tre le classi di taglia. Per tale indice il valore maggiore (H'=0.46), si registra negli esemplari di *C. crysos* della terza classe di taglia. Infine, i valori dell'indice di Schoener, maggiori di 0.6, indicano l'esistenza di competizione per le risorse tra gli esemplari di *C. crysos* appartenenti alle tre diverse classi di taglia. Una maggiore sovrapposizione alimentare (T=0.96) si registra, in ogni modo, tra gli esemplari della prima e seconda classe. *Caranx crysos*, quindi, non mostra notevoli cambiamenti nella sua dieta durante le prime fasi di sviluppo.

Bibliografia

COSTELLO M.J. (1990) – Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. *J. Fish. Biol.,* **36**: 261-263.

LAUZANNE L. (1975) – Regimes alimentaries d'Hydrocyoin forskalii (Pisces, Characidae) dans le lac Tchad et ses tributaires. Cah. O.R.S.T.O.M., *Ser. Hydrobiol.*, **9**: 105-121.

LEVINS R. (1968) – *Evolution in Changing Environments.* Princepton University Press, Princepton, N.J., **13**: 131-144.

PIELOU E.C. (1966) – The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theor. Biol.,* **13**: 131-144.

SCHOENER T.W. (1970) – Non synchronous spatial overlap of lizards in patchy habitats. *Ecology*, **51**: 408-418.

SHANNON C.E., WEAVER W. (1949) – *The Matematical Theory of Communication*. Urbana: University of Illinois Press.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 729-731

A.M. Beltrano, S. Vitale, A. Milazzo

Istituto di ricerche sulle Risorse Marine e l'Ambiente, Consiglio Nazionale delle Ricerche, IRMA-CNR, Via Luigi Vaccara, 61 – 91026 Mazara del Vallo, Trapani, Italia.

NOTE PRELIMINARI SUL COMPORTAMENTO ALIMENTARE DI *LITHOGNATHUS MORMYRUS* (LINNAEUS, 1758) NELLO STRETTO DI SICILIA

FEEDING HABITS OF LITHOGNATHUS MORMYRUS *(PRELIMINARY RESULTS) IN THE STRAIT OF SICILY*

Abstract

Feeding habits related to age of Lithognathus mormyrus *(Osteichthyes, Sparidae) were investigated. The specimens analysed for age and size classes, were captured by the artisanal fleet of Selinunte (S/W Sicily), from May 1998 to May 1999. Amphipoda and Polychaeta are main food for the youngest specimens. The biggest specimens present a wide food spectrum, moreover move their predatory interest to other categories such as Echinodermata and Mollusca.*

Key-words: *feeding habits,* Lithognathus mormyrus, *Sicily.*

Introduzione

Lithognathus mormyrus (Linnaeus, 1758) è uno sparide comune lungo le coste del Mediterraneo, dove vive su fondali sabbiosi superando raramente i 20 m di profondità (Tortonese, 1975). L'interesse per la mormora è dato dalla rilevanza nelle catture della pesca artigianale e dall'elevato valore commerciale (Cannizzaro *et al.*, 2000). Nel presente lavoro sono riportati i risultati dello studio delle abitudini alimentari della mormora in relazione all'età, stimata mediante lettura degli anelli di crescita dell'otolite.

Materiali e metodi

L'analisi della dieta è stata effettuata su 142 esemplari catturati dalla flotta artigianale di Selinunte, tra maggio 1998 e maggio 1999, mediante tramaglio (trammel net) e monofilo (monofilament gill net). L'area di pesca è caratterizzata da substrato sabbioso con zone a *Posidonia oceanica*. Gli esemplari sono stati misurati e classificati per classi d'età. Le prede, trovate negli stomaci sono state classificate e sono stati calcolati gli indici alimentari semplici (Hyslop E.J., 1980): Frequenza di presenza (%), Numero (%), Volume (%) e indice di Vacuità. L'importanza delle prede è stata inoltre valutata calcolando l'indice composto IRI (Pinkas *et al.*, 1971).

Risultati

Dall'esame dei contenuti stomacali è risultato che la prima classe di età (anni 1-1.5), corrispondente ad una taglia media di 166 mm (LTm), si alimenta quasi esclusivamente di Anfipodi e Policheti, sia in termini di frequenza, che di abbondanza e biomassa (Tab. 1). Prede di supporto si possono considerare i Misidiacei e i Bivalvi. Per la seconda classe d'età, 2-2.5 anni, LTm pari a 211 mm, la dieta è risultata principalmente costituita da Echinoidei (36%) e Bivalvi (48%). Frequenti si trovano anche Ofiuroidei, Gasteropodi, Anfipodi e Tanaidacei. L'alimentazione della terza classe di età, 3-3.5 anni e LTm di

Tab. 1 - Frequenza di presenza percentuale (F%), numero percentuale (N%), volume percentuale (V%) e indice di importanza relativa (IRI%) delle categorie di preda per classi di età (anni). Coefficiente di vacuità (CV%) e lunghezze totali medie (mm) corrispondenti alle classi di età (n=numero di esemplari esaminati).

Percentage frequency of occurrence (%F), percentage number (%N), percentage volume (%V) and index of relative importance (%IRI) of prey categories for age classes (number of years). Vacuity coefficient and average total lenght (mm) corresponding to age classes are also shown (n = number of specimens examined).

Classi di età	1 - 1.5				2 - 2.5				3 - 3.5				4 - 4.5				5 - 9			
	CV% = 0		LTm = 166		CV% = 12		LTm = 211		CV% = 8,3		LTm = 240		CV% = 12		LTm = 262		CV% = 33		LTm = 295	
N. esemplari	N = 24				N = 50				N = 23				N = 26				N = 15			
Prede	F%	N%	V%	IRI%	F%	N%	V%	IRI%	F%	N%	V%	IRI%	F%	N%	V%	IRI%	F%	N%	V%	IRI%
Crustacea																				
Amphipoda	41,7	55,9	17,2	73,4	22,7	28,4	2,3	12,7	19,0	67,9	19,8	30,0	30,4	21,1	0,5	8,1	16,7	3,2	0,2	0,6
Tanaidacea	8,3	0,9	0,2	0,2	22,7	17,4	0,7	7,5	0,0	0,0	0,0	0,0	21,7	4,3	0,1	1,2	25,0	23,2	0,5	5,8
Isopoda	16,7	1,1	2,0	1,2	15,9	3,4	0,2	1,1	4,8	4,9	1,3	0,5	26,1	3,8	0,2	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0
Mysidacea	25,0	5,4	4,4	5,9	11,4	3,2	0,9	0,8	9,5	0,8	0,1	0,2	17,4	2,4	0,1	0,5	16,7	2,4	0,1	0,4
Cumacea	8,3	7,9	0,7	1,7	4,5	0,7	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ostracoda	8,3	1,1	0,1	0,2	2,3	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,3	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Decapoda	4,2	0,2	0,7	0,1	13,6	2,1	0,7	0,7	9,5	1,2	1,1	0,4	21,7	4,3	3,4	2,1	8,3	2,4	0,5	0,2
Echinodermata																				
Echinoidea	0,0	0,0	,0	0,0	36,4	7,1	50,4	38,1	52,4	7,4	50,8	54,8	52,2	17,2	71,0	57,0	75,0	16,8	58,6	55,8
Ophiuroidea	0,0	0,0	0,0	0,0	25,0	4,3	6,0	4,7	19,0	2,5	4,1	2,3	26,1	3,3	1,7	1,6	16,7	1,6	6,5	1,3
Mollusca																				
Bivalvia	25,0	3,6	4,8	5,1	47,7	16,0	14,2	26,3	19,0	4,1	1,0	1,8	34,8	9,6	7,6	7,4	50,0	36,8	29,3	32,6
Gastropoda	8,3	0,9	0,1	0,2	31,8	10,5	1,1	6,8	28,6	8,6	9,7	9,4	34,8	19,1	2,5	9,3	25,0	6,4	0,3	1,6
Scaphopoda	0,0	0,0	0,0	0,0	6,8	1,1	0,2	0,2	14,3	1,2	0,2	0,4	17,4	3,3	1,1	1,0	16,7	4,0	0,2	0,7
Polychaeta	12,5	22,9	16,5	11,9	9,1	5,5	1,5	1,2	9,5	1,2	0,1	0,2	43,5	11,0	8,5	10,5	25,0	3,2	0,6	0,9
Fanerogamae	8,3	-	0,5	-	4,5	-	1,0	-	14,3	-	1,7	-	26,1	-	0,8	-	0,0	-	0,0	-
Detrito	4,2	-	0,2	-	2,3	-	1,0	-	9,5	-	9,4	-	0,0	-	0,0	-	16,7	-	2,9	-

240 mm, è caratterizzata da un'ampia varietà di prede, ma principalmente da Echinoidei e Anfipodi. La quarta classe d'età, 4-4,5 anni, 262 mm di LTm, si alimenta ancora preferenzialmente di Echinoidei (52%), Policheti (43%) e Molluschi (Gasteropodi e Bivalvi), sebbene si riscontrano frequenti altre prede.

Gli esemplari di età superiore ai 5 anni (5-9 anni, corrispondenti a 272-340 mm LT) presentano un'alimentazione molto simile tra loro, caratterizzata da elevati valori di Echinoidei e Bivalvi sia in frequenza, che in abbondanza e biomassa, come mostrano gli elevati valori dell'IRI.

Discussione e conclusioni

Dal confronto tra le varie classi di età emerge che gli Anfipodi (soprattutto Gammaridei) e i Policheti rappresentano le prede più importanti per i più giovani. Gli esemplari adulti mostrano un'ampio spettro di predazione; inoltre spostano il loro interesse predatorio su altre categorie quali Echinodermi e Molluschi (Bivalvi e Gasteropodi), come riscontrato anche da Froglia (1977) in Adriatico. Le preferenze degli esemplari più grandi potrebbero essere correlate ad un maggior sviluppo dell'apparato masticatore. La varietà della dieta di *L. mormyrus* è interpretabile come un adattamento alla disponibilità trofica ambientale, mettendo in evidenza un comportamento opportunista capace di predare ampiamente sulla risorsa disponibile.

Ringraziamenti

Si ringraziano il Dr. Leonardo Cannizzaro per il prezioso contributo che ha permesso la realizzazione del lavoro, il Sig. Pietro Rizzo per la collaborazione in laboratorio durante la fase di prelievo dell'apparato gastroenterico.

Bibliografia

CANNIZZARO L., GAROFALO G., POTOSCHI A., KALLIANIOTIS A., ARCULEO M. (2000) - Stocks assessment of some coastal species caught by artisanal fishery. *Final report*. *EU project N° 96/054*: 320 pp.

FROGLIA C. (1977) – Feeding of *Lithognathus mormyrus* in central adriatic sea (Pisces: Sparidae). *Rapp. Comm. Int. Mer. Medit.*, **24** (5).

HYSLOP E.J. (1980) – Stomach content analysis: a review of methods and their application. *J. Fish. Biol.*, **17**: 411-429.

TORTONESE E. (1975) – Osteichthyes. Pesci ossei. *Fauna d'Italia.* Ed. Calderini, Bologna, **2**: 103-104.

PINKAS L., OLIPHANT M.S., IVERSON I.L.K. (1971) – Food habits of albacore, bluefin tuna and bonito in California waters. *Fish. Bull.*, **152**: 1–105.

Lavoro effettuato nell'ambito del progetto "Stocks assessment of some coastal species caught by artisanal fishery", finanziato dall'UE. Project N° 96/054.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 732-735

M.L. Bianchini, S. Ragonese*

CNR, Roma & Soc. Porto Romano, Piazza P. Paoli, 3 - 00186 Roma, Italia.
* IRMA - CNR, Mazara, Trapani, Italia.

INFLUENCE OF THE FISHING GROUND ON THE ESTIMATES OF GROWTH PARAMETERS IN THE DEEP-WATER RED SHRIMP (*ARISTAEOMORPHA FOLIACEA*) OF THE STRAIT OF SICILY

EFFETTO DELLA ZONA DI PESCA SULLA STIMA DEI PARAMETRI DI CRESCITA NEL GAMBERO ROSSO (ARISTAEOMORPHA FOLIACEA) *DELLO STRETTO DI SICILIA*

Abstract

The length frequency distributions of red shrimp, Aristaeomorpha foliacea *(Crustacea, Decapoda), from two adjacent fishing grounds in the Strait of Sicily were analyzed with the Multifan program. The two sets of growth parameters, as expected, are similar, but pooling the data would produce poorer estimates, and make the procedure fuzzy. It is therefore suggested to always analyze discrete data sets separately, and to make overall estimates further on.*

Key-words: Aristaeomorpha foliacea, *red shrimp, fishing grounds, growth, Mediterranean Sea.*

Introduction

At the moment, length frequency distribution (LFD) analysis represents the only suitable method to study the dynamics of red shrimp populations. Generally, two main approaches are used: a direct analysis of LFDs, using non-parametric (Pauly *et al*., 1984) or parametric (Baelde, 1994) programs or indirectly, by a preliminary resolution of the distribution in its normal components and successive linkage of the modes. Among the assumptions of all these methods, one of the most stringent is that data come from a "unit stock".

In the red shrimp (*Aristaeomorpha foliacea*, Risso 1827) fishery of the Strait of Sicily, the fleet operates on separate, although hydrologically similar and spatially contiguous, fishing grounds (Ragonese, 1995). This note aims to analyze the influence of the fishing ground on the assessment of the von Bertalanffy growth parameters.

Materials and methods

The red shrimp LFDs come from a covered-codends (28 mm stretched) selectivity study carried out in the Strait of Sicily in 1993 (Ragonese *et al*., 1994). The data set analyzed in the present note was obtained from non-random, quasi-commercial hauls in two fishing grounds, southeast (SE) and northeast (NE) of Linosa Island. The female overall catch (84.000 animals) was measured (carapace length, CL, mm) without subsampling.

The LFDs were analyzed using the Multifan program (Fournier *et al*., 1990), which operates a modal deconvolution of the LFDs and estimates the vBGF's parameters CL_∞ and K, excluding options inconsistent with the existing ancillary information on the biology of the species (Bianchini, 1999). The analysis was repeated also on a reduced data set, without the recruits component.

Results

The observed LFDs by zone and season are presented in Fig. 1, together with the modal deconvolution and the resulting expected curve operated by Multifan.

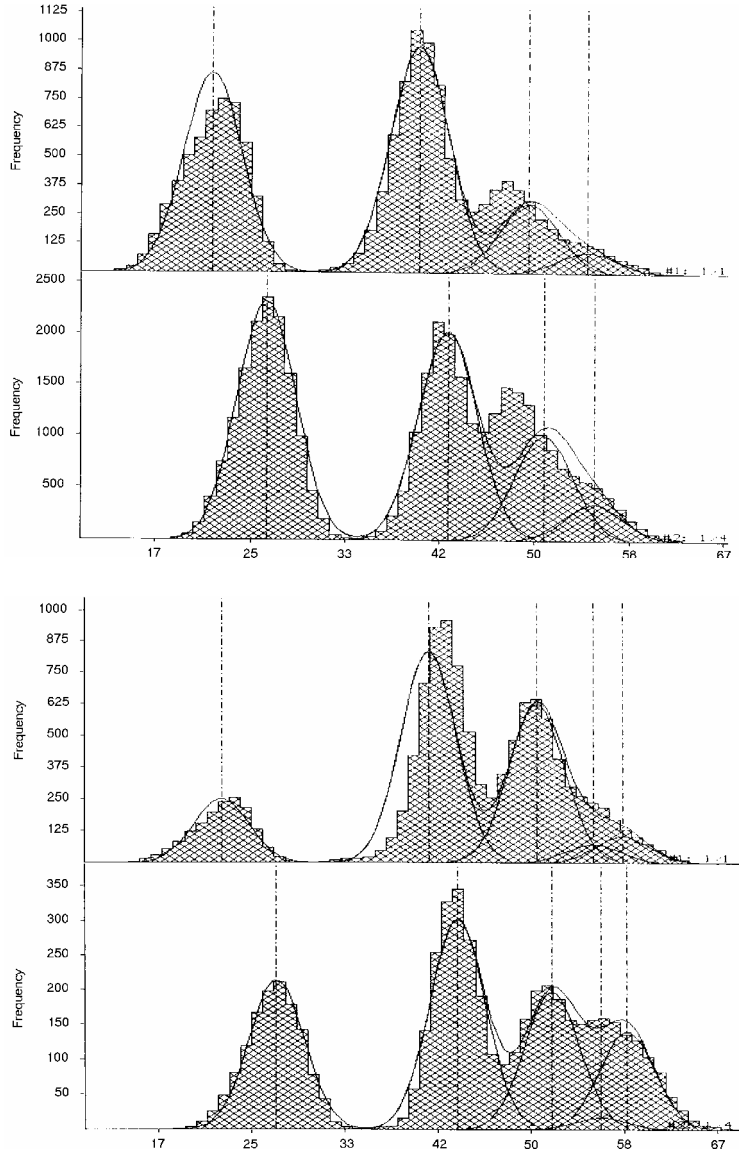


Fig. 1 - Modal deconvolution of the length frequency distributions of red shrimp, *Aristaeomorpha foliacea*, females from the SouthEast (above) and NorthEast (below) zones.

Deconvoluzione modale tramite Multifan delle distribuzioni di taglia (LFD) di femmine di Aristaeomorpha foliacea *dalle zone Sud-Est (sopra) e Nord-Est (sotto).*

The Multifan procedure allowed to discriminate four "age" classes in the SE sample, while the NE sample could be better subdivided in five classes (Tab. 1). The recruit component is well separated in both cases; however, the relative proportion of the first class is different between SE and NE.

The resulting vBGF's parameters are $CL_\infty = 60.3$ mm, $K = 0.63$/y for the SE fishing ground (4 "ages"), and $CL_\infty = 60.9$ mm, $K = 0.66$/y for the NE zone (5 "ages"). The NE shrimps might be forced to 4 "ages" also ($CL_\infty = 64.9$ mm, $K = 0.56$/y), but the SE zone cannot be deconvoluted into more classes. An attempt to estimate the vBGF's parameters after merging the SE and NE data sets did not produce acceptable results, on the basis of the resulting maximum likelihood estimator (MLE).

Removing (since the early growth might follow a different path) the juvenile component from the LFDs (Tab. 2), the estimate of 4+1 classes becomes consistent and acceptable for both zones (SE: $CL_\infty = 69.6$ mm, $K = 0.31$/y; NE: $CL_\infty = 70.8$ mm, $K = 0.32$/y), and in agreement with the ancillary biological knowledge ($Cl_{max} = 69$ mm; Bianchini and Ragonese, 1994). Again, pooling the two zones makes the Multifan procedure fuzzier, introducing spurious modes in the deconvolutions.

Tab. 1 - Proportions by age of seasonal samples of red shrimp, *Aristaeomorpha foliacea*, females from the SouthEast (above) and NorthEast (below) zones, and mean lengths in first survey (complete data set).

Proporzioni per età di campioni stagionali di femmine di gambero rosso, Aristaeomorpha foliacea, *nella zona Sud-Est (sopra) e Nord-Est (sotto), e lunghezze medie nel primo survey (intero data-set).*

"age"	1	2	3	4
Spring	0.39	0.44	0.14	0.04
Summer	0.41	0.35	0.18	0.06
mean length in Spring	20.6	39.3	49.2	54.4

"age"	1	2	3	4	5
Spring	0.13	0.44	0.33	0.04	0.06
Summer	0.25	0.35	0.22	0.01	0.17
mean length in Spring	21.2	40.3	50.2	55.4	58.0

Tab. 2 - Proportions by age of seasonal samples of red shrimp, *Aristaeomorpha foliacea*, females from the SouthEast (above) and NorthEast (below) zones, and mean lengths in first survey ("large" shrimps only).

Proporzioni per età di campioni stagionali di femmine di gambero rosso, Aristaeomorpha foliacea, *nella zona Sud-Est (sopra) e Nord-Est (sotto), e lunghezze medie nel primo survey (solo gamberi "grossi").*

"age"	1	2	3	4	5
Spring	--	0.65	0.25	0.08	0.02
Summer	--	0.52	0.33	0.12	0.02
mean length in Spring	--	39.4	47.4	53.2	57.6

"age"	1	2	3	4	5
Spring	--	0.50	0.35	0.12	0.03
Summer	--	0.46	0.27	0.18	0.10
mean length in Spring	--	41.6	49.7	55.6	59.8

Conclusions

In contiguous, but separate, fishing areas, the assumption of unity stock may hold and be true, still the actual realization of the subsets may vary. In such a case, the LFDs produce, as expected, similar estimates of the vBGF's growth parameters when the analysis is carried out on each subpopulation, but the procedure becomes fuzzy and unreliable when the subsets are merged together. It is therefore suggested, at least for the red shrimp *Aristaeomorpha foliacea*, not to pool acritically data that are collected in geographically separated zones, but to preliminary explore alternative options.

Bibliography

BAELDE P. (1994) - Growth, mortality and yield-per-recruit of deep-water royal red prawns (*Haliporoides sibogae*) off Eastern Australia, using the length-based MULTIFAN method. *Mar. Biol*., **118**: 1-9.

BIANCHINI M.L. (1999) - The deep-water red shrimp, *Aristaeomorpha foliacea*, of the Sicilian Channel: biology and exploitation. *Univ. of Washington Ph. D. Dissertation*: 482+17 pp. *Diss. Abst. Int. Pt. B-Sci. & Eng. 2000*, **60** (8): 3635 pp.

BIANCHINI M.L., RAGONESE S. (eds) (1994) - Proceedings of the International Workshop on "Life cycles and fisheries of the deep-water red shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus*". *N.T.R.-I.T.P.P. Spec. Publ*., **3**: 87 pp.

FOURNIER D.A., SIBERT J.R., MAJKOWSKI J., HAMPTON J. (1990) - MULTIFAN, a likelihood-based method for estimating growth parameters and age composition from multiple length frequency data sets illustrated using data for Southern bluefin tuna (*T. maccoyii*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci*., **47**: 301-317.

PAULY D., INGLES J., NEAL R. (1984) - Application to shrimp stocks of objective methods for the estimation of growth mortality and recruitment-related parameters from length-frequency data ELEFAN I and II. In: Gulland J.A., Rothschild B.J. (eds), *Penaeid shrimps, their biology and management*. Fishing News Books: 220-234.

RAGONESE S. (1995) - Geographical distribution of *Aristaeomorpha foliacea* (Crustacea: Aristeidae) in the Sicilian Channel (Mediterranean Sea). *ICES Mar. Sci. Symp*., **199**: 183-188.

RAGONESE S., BIANCHINI M.L., DI STEFANO L., CAMPAGNUOLO S., BERTOLINO F. (1994) - The selectivity and assessment of the coefficient of retention of the trawl nets used for red shrimp fishing (*Aristaeomorpha foliacea* Risso, 1827 and *Aristeus antennatus* Risso, 1816: Crustacea - Aristeidae) in the Sicilian Channel (Central Mediterranean Sea). *Final report to the European Union, DG XIV*: 300 pp.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 736-739

T. Bottari, D. Giordano, F. Perdichizzi, P. Rinelli

Istituto Sperimentale Talassografico, CNR, Spianata San Raineri, 86 - 98122 Messina, Italia.

OSSERVAZIONI PRELIMINARI SULLA BIOLOGIA DI *SCOMBER JAPONICUS* (HOUTTUYIN, 1782) IN DUE DIFFERENTI AREE MEDITERRANEE: BASSO TIRRENO E ISOLA DI LAMPEDUSA

PRELIMINARY OBSERVATIONS ON THE BIOLOGY OF SCOMBER JAPONICUS *(HOUTTUYIN, 1782) IN TWO DIFFERENT AREAS OF THE MEDITERRANEAN SEA: THE SOUTHERN TYRRHENIAN SEA AND LAMPEDUSA ISLAND*

Abstract

*This paper refers to aspects of the biology of the chub mackerel (*Scomber japonicus *– Scombridae), caught in two different areas of the Mediterranean Sea. Length-frequency distribution and maturity were studied from specimens sampled monthly from May to October 2000, from north-western Sicily and Lampedusa Island. Differences were observed mainly in size and maturity.*

Key-words: Scomber japonicus, *maturity, Tyrrhenian Sea, Lampedusa Island.*

Introduzione

Scomber japonicus è una specie pelagica diffusa nel Mediterraneo e nei mari adiacenti. Le quantità pescate costituiscono una risorsa ittica di notevole importanza economica. La maggior parte degli studi riguarda il Sud Africa, il Pacifico, l'Atlantico (Crawford, 1981; Baird, 1978; Perrotta, 1992), al contrario in Mediterraneo, scarse e frammentarie sono le informazioni sulla biologia di *S. japonicus*. Esemplari provenienti da sbarcati della pesca professionale con rete a circuizione dal Porto di Milazzo (Basso Tirreno) e dall'Isola di Lampedusa (Canale di Sicilia), sono stati studiati nell'intento di colmare in parte le lacune esistenti ed al tempo stesso paragonare, se pur in via preliminare, i principali parametri biologici di animali pervenuti da due aree differenti. Sono stati a tal fine esaminate le frequenze di taglia, il periodo riproduttivo, la sex ratio e l'indice gonadosomatico.

Materiali e metodi

Sono stati campionati, in maniera casuale 100 esemplari di *S. japonicus* dagli sbarcati commerciali di entrambi i porti campione, nei mesi di maggio, giugno, luglio, settembre e ottobre 2000. Per ogni esemplare sono stati rilevati la lunghezza alla forca (LF) al mezzo cm inferiore, il peso eviscerato approssimato al decimo di grammo, il sesso, il peso delle gonadi in grammi, lo stadio maturativo (scala a sei stadi di Nikolsky, 1963). Sono state quindi rappresentate le distribuzioni di frequenza di taglia per ciascun'area e per mese, unendo i due sessi. È stato calcolato l'indice gonadosomatico (IGS) per entrambi i sessi in ogni mese secondo la formula: IGS = (Peso gonade (g)*100)/Peso eviscerato (g). La sex-ratio è stata calcolata usando la formula F/F+M.

Risultati

Sono stati esaminati complessivamente 1000 esemplari, 500 nel Porto di Milazzo e 500 nel Porto di Lampedusa. L'intervallo di lunghezza osservato è compreso fra 22 e 39 cm e fra 19 e 37 cm di LF, per la prima e la seconda area rispettivamente. Il peso degli esemplari campionati nel Basso Tirreno varia da 119 a 850 g, mentre per il sito di Lampedusa tale intervallo è compreso tra 121 e 543.3 g.

Le frequenze di taglia mensili degli esemplari (Fig. 1) mostrano apprezzabili differenze nelle due aree. In particolare nel mese di giugno il Basso Tirreno è caratterizzato

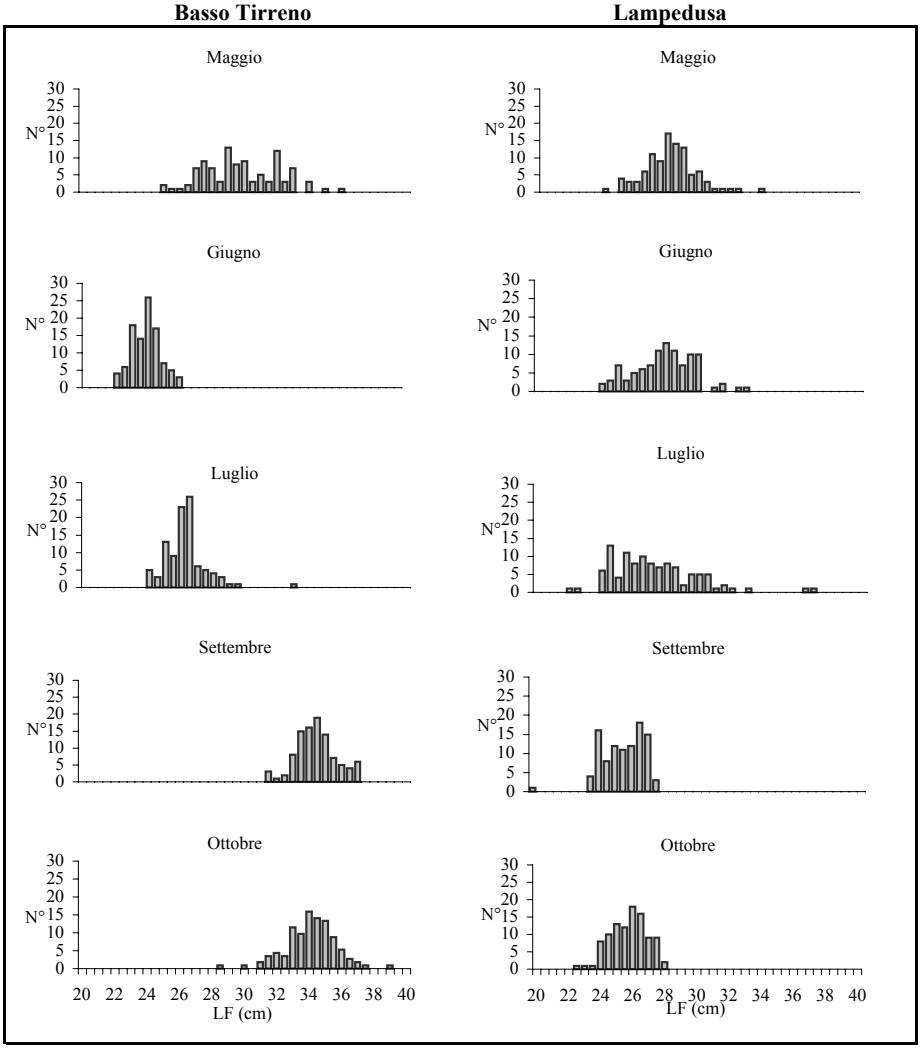


Fig. 1 - Distribuzioni di lunghezza-frequenza mensili di esemplari di *Scomber japonicus* catturati a Lampedusa e nel Basso Tirreno.

Monthly length-frequency distribution of Scomber japonicus *in Lampedusa Island and the Tyrrhenian Sea.*

da esemplari di taglia inferiore, distribuiti in un intervallo di taglie piuttosto ristretto (22-26 cm di LF); al contrario nell'area di Lampedusa la distribuzione delle taglie appare più dispersa. Nei mesi autunnali invece gli esemplari catturati a Milazzo sono di taglia sicuramente maggiore.

Per quanto riguarda la maturità la quasi totalità degli individui, sia maschi sia femmine, è matura (stadio III, IV, V) nel mese di maggio nel Basso Tirreno (95-100%), e nei mesi di maggio e giugno nel sito di Lampedusa (93-96%). Ciò è confermato dall'analisi dell'andamento dell'indice gonadosomatico medio (Fig. 2).

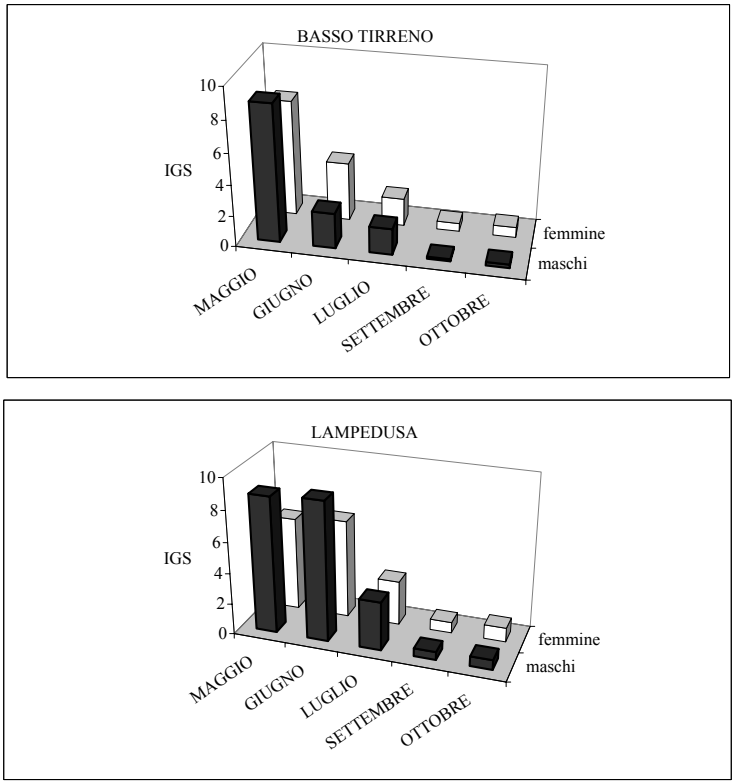


Fig. 2 - Indice gonadosomatico medio per mese e per sesso di *Scomber japonicus* di Lampedusa e del BassoTirreno.
Monthly mean GSI by sex of Scomber japonicus *in Lampedusa Island and the Tyrrhenian Sea.*

I valori della sex-ratio sono lievemente sbilanciati in favore delle femmine in entrambe le aree (0.52 e 0.53 per Milazzo e Lampedusa rispettivamente).

Conclusioni

Le analisi eseguite sugli esemplari di *S. japonicus* evidenziano sensibili differenze sia per quanto riguarda le frequenze di taglia che la maturità. Le due marinerie catturano, nello stesso periodo, gruppi demografici diversi com'è particolarmente evidente in settembre e in ottobre.

Il periodo riproduttivo nel popolamento di Lampedusa (maggio-giugno) risulta prolungato verso la stagione estiva rispetto a quello tirrenico (maggio). Ulteriori campionamenti, già in corso, nei mesi mancanti invernali e primaverili potranno definire meglio queste differenze.

Dalle discrepanze riscontrate nei due popolamenti, che occupano peraltro aree geograficamente distanti, caratterizzate da diverse condizioni chimico-fisiche delle acque, è possibile ipotizzare che si tratti di due stock distinti e separati. Studi di genetica in corso su questi esemplari, forniranno ulteriori informazioni.

Bibliografia

BAIRD D. (1978) - Catch composition and population structure of the commercially exploited mackerel *Scomber japonicus*, 1954-1975. *Fish. Bull. S. Afr*., **10**: 50-61.

CRAWFORD R.J.M. (1981) - Distribution, availability and movements of mackerel *Scomber japonicus* off South Africa, 1964-1976. *Fish Bull. S. Afr.,* **15**: 123-166.

NIKOLSKY G.V. (1963) - *The Ecology of Fishes*. Academic press, London & New York: 252 pp.

PERROTTA R.G. (1992) - Growth of Mackerel (*Scomber japonicus* Houttuyn, 1782) from the Buenos Aires-north patagonian region (Argentine Sea). *Sci. Mar*., **56** (1): 7-16.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 740-742

L. Cannizzaro, A.M. Beltrano, A. Kallianiotis*, P. Vidoris*, G. Garofalo

Istituto di ricerche sulle Risorse Marine e l'Ambiente, Consiglio Nazionale delle Ricerche, IRMA-CNR, Via Luigi Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo, Trapani, Italia.
* FRI-NAGREF, Nea Peramos - 64007 Kavala, Grecia.

OSSERVAZIONI SULLA DIETA DI *LITHOGNATHUS MORMYRUS* (LINNAEUS, 1758) NEL GOLFO DI SELINUNTE E NEL GOLFO DI KAVALA

OBSERVATIONS ON FEEDING HABITS OF LITHOGNATHUS MORMYRUS *IN THE GULF OF SELINUNTE AND IN THE GULF OF KAVALA*

Abstract

Diet composition of Lithognathus mormyrus *(Osteichthyes, Sparidae) was studied, to underline possible differences related to different habitats. Specimens were collected in the Strait of Sicily and in the Gulf of Kavala (Greece), during the year 1999. The "Italian" diet consisted mainly of soft-bottom benthic invertebrates such as Echinoidea, Bivalvia and Gastropoda. Polychaeta, Algae and Bivalvia were the most important taxonomic groups in the "Greek" diet.*

Key-words: *feeding habits,* Lithognathus mormyrus, *Strait of Sicily, Gulf of Kavala.*

Introduzione

Lithognathus mormyrus è una specie demersale molto comune nelle acque costiere del Mediterraneo. Riveste un importante ruolo dal punto di vista ecologico poiché costituisce una comunità numerosa tra i predatori residenti nell'infralitorale sabbioso, influenzando quindi notevolmente l'equilibrio di quegli ambienti e di quelle biocenosi. Lo studio delle sue abitudini alimentari può fornire utili informazioni riguardo le relazioni trofiche che si realizzano tra le specie ittiche dell'area. Questa specie presenta un comportamento alimentare di tipo eurifago, come dimostra la capacità di sfruttare numerose risorse alimentari (Rosecchi e Nouaze, 1987).

In questo poster vengono presentati i risultati preliminari relativi allo studio del comportamento trofico della mormora in Sicilia e in Grecia allo scopo di evidenziare eventuali differenze.

Materiali e metodi

Tutti gli esemplari (195) del campione sono stati catturati nel 1999 mediante tramaglio (trammel net) e/o monofilo (monofilament gill net), in due diverse aree di pesca: il golfo di Selinunte (fascia di mare compresa tra Capo San Marco e Capo Granitola fino alla batimetrica dei 20 m) in Sicilia e il golfo di Kavala (fino alla batimetrica dei 20 m) in Grecia. Entrambe le aree sono caratterizzate da fondo sabbioso colonizzato da *Posidonia oceanica*.

È stata effettuata l'analisi della dieta, le prede sono state identificate e contate. Sono stati calcolati i principali indici in uso (Hyslop, 1980): Frequenza di occorrenza (F%), Numero percentuale (N%) e Area percentuale (A%). È stato valutato il coefficiente di vacuità (CV). Inoltre, per valutare l'importanza delle prede nella dieta, è stato calcolato l'indice MFI (Zander, 1982) per le categorie di prede più importanti.

Risultati

Sono stati analizzati 75 e 120 esemplari provenienti rispettivamente dal golfo di Selinunte (LT media=219 mm, E.S.±3.88; LT compresa tra 141-340 mm) e dal golfo di Kavala (LT media=233,3 mm, E.S.±2.87; LT compresa tra 156-310 mm). Dall'analisi del campione selinuntino sono risultati valori elevati di F% per Echinoidea (44,8%), Bivalvia (41,8%) e Gastropoda (38,8%) (Tab. 1). I primi presentano anche valori elevati di A%. Gli Amphipoda risultano la preda più abbondante (41,3%), sebbene siano anche relativamente frequenti e con un discreto valore di A%. Il CV è risultato pari a 11%.

Nel golfo di Kavala la mormora mostra una preferenza per Polychaeta (65%), Algae (65%) e Bivalvia (62,6%), presenti anche con valori elevati di A%. Inoltre i Polychaeta presentano elevati valori di abbondanza. Gli Amphipoda si trovano con notevole frequenza. Il CV è pari a 24,2%.

L'indice MFI evidenzia, nella mormora del golfo di Selinunte, valori elevati per Echinoidea, Bivalvia e Amphipoda; in quella del golfo di Kavala valori elevati per Polychaeta, Bivalvia e Algae.

Tab. 1 - Frequenza di presenza percentuale (F%), numero percentuale (N%), area percentuale (A%) e M.F.I. delle prede identificate.

Percentage frequency of occurrence (F%), abundance (N%), area (A%) and M.F.I. of the identified preys.

	Golfo di Selinunte				Golfo di Kavala			
Prede	**F%**	**N%**	**A%**	**M.F.I.**	**F%**	**N%**	**A%**	**M.F.I.**
Echinodermata								
Echinoidea	44,78	7,11	47,21	34,05	10,99	0,63	2,07	2,33
Ophiuroidea	28,36	3,68	4,64	8,43	-	-	-	-
Mollusca								
Bivalvia	41,79	14,34	14,59	19,21	62,64	9,33	17,47	16,80
Gastropoda	38,81	11,93	4,18	9,82	27,47	3,43	1,42	3,14
Scaphopoda	8,96	1,02	0,12	0,76	-	-	-	-
Crustacea								
Amphipoda	22,39	41,37	8,89	14,56	43,96	9,89	3,31	6,32
Isopoda	19,40	3,05	0,19	1,44	6,59	1,75	1,05	1,40
Tanaidacea	17,91	6,98	0,20	1,47	-	-	-	-
Copepoda	-	-	-	-	6,59	1,6	0,13	0,48
Cumacea	1,49	0,25	0,01	0,11	-	-	-	-
Ostracoda	2,99	0,63	0,01	0,13	-	-	-	-
Mysidiacea	11,94	2,54	0,62	2,04	-	-	-	-
Euphausiacea	-	-	-	-	8,79	1,53	0,56	1,14
Decapoda	16,42	2,66	1,63	3,83	1,10	0,92	1,22	
Polychaeta	13,43	4,44	4,35	5,93	65,00	64,45	34,77	47,40
Resti di pesci	-	-	-	-	5,49	0,12	11,07	3,74
Fanerogama	11,94	-	1,01	-	-	-	-	-
Algae	-	-	-	-	64,84	1,56	12,15	13,46
Detrito	4,48	-	3,66	-	12,09	0,27	2,82	2,80

Le due diete differiscono anche per alcune prede presenti in una località e non presenti nell'altra, quali Ophiuroidea, Scaphopoda, Cumacea, Ostracoda, Mysidiacea, Tanaidacea nel golfo di Selinunte, e Copepoda, Euphausiacea, resti di pesce nel golfo di Kavala.

Discussione e conclusioni

Nel golfo di Selinunte la mormora si alimenta principalmente di Echinodermata, in accordo con Suau (1970), Bivalvia e Gastropoda. Sono frequenti e abbondanti gli Amphipoda (soprattutto Gammaridea). Si riscontrano altre prede come componenti secondarie o accidentali, appartenenti alla classe dei Crustacea.

Nel golfo di Kavala il regime alimentare si compone soprattutto di Polychaeta, Bivalvia e Algae. La preferenza sulle prede accidentali è differente rispetto alla mormora selinuntina.

I frammenti di Fanerogame si possono interpretare come un componente casuale della dieta, occasionalmente ingerito durante la predazione di organismi epibionti. Lo stesso vale per il detrito ritrovato, indice di predazione su sedimento.

In conclusione la mormora si alimenta su un'ampia varietà di prede, a carattere bentonico e probabilmente in relazione alla diversa disponibilità trofica offerta dagli habitat, mostrandosi specie generalista. Queste preferenze alimentari sono probabilmente dovute alla diversa disponibilità trofica offerta dagli habitat, quindi alle diverse caratteristiche biogeografiche.

Bibliografia

CANNIZZARO L., GAROFALO G., POTOSCHI A., KALLIANIOTIS A., ARCULEO M. (2000) - Stocks assessment of some coastal species caught by artisanal fishery. *Final report*. *EU project Project N° 96/054* : 320 pp.

HYSLOP E.J. (1980) - Stomach content analysis: a review of methods and their applications. *J. Fish. Biol.*, **17**: 411-429.

ROSECCHI E., NOUAZE Y. (1987). – Comparaison de cinq indices alimentaires utilisès dans l'analyse des contenus stomacaux. *Rev. Trav. Inst. Peches marit.*, **49** (3 et 4): 111-123.

SUAU P. (1970). – Contribuciòn al estudio de la biologìa de *Lithognathus (= Pagellus) mormyrus L.* (Peces espàridos). *Inv. Pesq.*, **34** (2): 237-265.

ZANDER C.D. (1982) - Feeding ecology of littoral gobiid and blennioid fish of the Banyuls area (Mediterranean Sea). I Main food and trophic dimension of niche and ecotope. *Vie Milieu*, **32**: 1-10.

Lavoro eseguito nell'ambito del progetto "Stocks assessment of some coastal species caught by artisanal fishery", finanziato dall'UE. Project N° 96/054.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 743-746

L. Cannizzaro, A.M. Beltrano, S. Vitale, A. Milazzo

Istituto di ricerche sulle Risorse Marine e l'Ambiente, Consiglio Nazionale delle Ricerche, IRMA-CNR, Via Luigi Vaccara, 61 – 91026 Mazara del Vallo, Trapani, Italia.

CATTURE DI *SERIOLA DUMERILI* (RISSO, 1810) CON RETI DA POSTA E MEDIANTE CANNIZZI E RETE DA CIRCUIZIONE

CATCHES OF SERIOLA DUMERILI *(RISSO, 1810) BY SET NET AND BY FADS WITH SURROUNDING NET*

Abstract

Catches and effort related of Seriola dumerili *(Osteichthyes, Carangidae) by different fishing gear were analysed during the years 1996-1998 in Selinunte (S/W Sicily) and Trapani (Sicily) fishing areas. Particularly 3378 kg of* S. dumerili *were caught in Selinunte Sicily area by trammel net and gillnet, 288 kg in Trapani fishing area by fish aggregating device (FADs) and purse seine.*

Key-words*: catches and effort, trammel nets, FADs,* Seriola dumerili.

Introduzione

Seriola dumerili (Risso, 1810) è specie pelagica appartenente alla famiglia dei Carangidi. Vive generalmente tra 20 e 70 m di profondità e raggiunge taglie fino a 2 m di lunghezza totale e oltre 70 kg di peso. È una specie gregaria nella fase giovanile, mentre nella fase adulta si trova in gruppi generalmente di pochi esemplari e anche solitaria (Tortonese, 1975). Durante i primi 6-8 mesi di vita i giovani si ritrovano in branchi all'ombra di oggetti galleggianti; gli adulti, che raggiungono la maturità sessuale tra il quarto e il quinto anno di vita (Micale *et al.*, 1993) si avvicinano in prossimità delle coste durante il periodo riproduttivo, tra maggio e luglio (Mazzola *et al*., 1993). La pesca professionale della ricciola riveste nei mari italiani un notevole interesse commerciale. Nel presente lavoro viene analizzata l'attività della flottiglia da pesca artigianale mirata alla cattura di questo carangide, in due aree della Sicilia. In particolare viene analizzata la cattura di ricciola effettuata mediante rete da posta in monofilo (monofilament gill net) e tramaglio (trammel net) e quella mediante i tradizionali "cannizzi" (aggregatori di pesci; Fish Aggregating Devices, FADs) e rete da circuizione.

Materiali e metodi

Sono state rilevate, su base campionaria nello spazio e nel tempo, mediante interviste allo sbarco, le catture di ricciola ed il relativo sforzo delle flottiglie da pesca artigianale che operano mediante cannizzi e rete da circuizione e mediante rete da posta in monofilo e tramagli rispettivamente dai porti di Trapani e Selinunte. In particolare durante la stagione di pesca mediante cannizzi (agosto-settembre del 1996) sono state effettuate, a Trapani, tre giornate di rilevazione campionaria a settimana. A Selinunte il campionamento (una giornata ogni due settimane) è stato effettuato tra ottobre 1997 e settembre 1998. La cattura totale per stagione e per anno è stata stimata mediante estrapolazione nello spazio (tutti i pescherecci) e nel tempo (tutti i giorni) secondo le formule della statistica classica.

Risultati

Da ottobre 1997 a settembre 1998 i 45 pescherecci della flotta artigianale di Selinunte hanno catturato, mediante tramaglio e rete da posta in monofilo, circa 11.000 esemplari di ricciola pari a circa 3.400 kg. La maggior parte della cattura, sia in termini di esemplari che in peso è stata ottenuta durante l'estate. Durante l'autunno invece sono stati pescati circa un terzo degli esemplari catturati durante l'estate, corrispondenti a quasi metà della cattura estiva in peso. Durante l'inverno e la primavera sono stati catturati pochissimi esemplari, di taglia molto piccola (Tab. 1). La cattura per peschereccio è, durante l'estate di quasi 6 esemplari e durante l'autunno di 4 o 5 esemplari. Mediamente durante l'anno viene catturato circa un esemplare a peschereccio (Tab. 2). La stagione di pesca con cannizzi e rete da circuizione inizia l'ultima settimana di

Tab. 1 - Stime della cattura di *S. dumerili*, mediante reti da posta in monofilo e tramagli, per stagione, errore relativo e peso medio degli esemplari catturati. Ottobre 1997 - settembre 1998.

Catches estimates of S. dumerili, *by monofilament gillnet and trammel net, for each season, relative error and medium weight of specimens October 1997 – September 1998.*

Stagione	N° Esemplari	Errore Relativo	Cattura kg	Errore Relativo	Peso medio per Esemplare
Estate	8.155	68 %	2208	68 %	0,218
Autunno	2.700	63 %	989	68 %	0,348
Inverno	13	100 %	1	100 %	0,105
Primavera	65	47 %	8	52 %	0,203
Totale	10.920	56 %	3378	51 %	0,253

Tab. 2 - Numero medio di pescherecci operativi, con reti da posta in monofilo e/o tramagli e numero medio di pescherecci attivi al giorno per stagione e relativo coefficiente di variazione (CV); peso medio per stagione degli esemplari catturati. Ottobre 1997 - settembre 1998.

Average number of operative fishing–boats, with monofilament gillnet and/or trammel net and average number of working fishing-boats a day for each season and relative variation coefficient (CV); medium weight for each season of specimens captured. October 1997 – September 1998.

Stagione	N° medio di barche Operative	CV	N° medio barche attive per giorno	CV	N° di esemplari catturati al giorno per barca attiva	Cattura per barca attiva al giorno kg
Estate	43	15 %	19	27 %	5,723	1,549
Autunno	46	2 %	8	120 %	4,500	1,648
Inverno	46	1 %	5	182 %	0,035	0,003
Primavera	47	8 %	19	9 %	0,046	0,006
Media annuale	46	9 %	13	71 %	2,800	0,866

agosto e si conclude solitamente a dicembre. Generalmente le ricciole vengono catturate durante le prime 5 settimane della stagione di pesca (agosto-settembre). Durante l'estate 1996 la flottiglia artigianale di Trapani dedita alla pesca mediante cannizzi e rete da circuizione, costituita da 11 pescherecci, ha catturato 288 kg di ricciole per un totale di 1155 esemplari (Tab. 3). Il peso medio per esemplare è risultato pari a 250 g. La cattura per peschereccio è stata di circa 12 esemplari al giorno (Tab. 4).

Tab. 3 - Stime della cattura di *S. dumerili*, mediante cannizzi e rete da circuizione, per stagione, errore relativo e peso medio degli esemplari catturati. Luglio 1996 - giugno 1997.

Catches estimates of S. dumerili, *by FADs and surrounding net, for each season, relative error and medium weight of captured specimens. July 1996 – June 1997.*

Stagione	N° Esemplari catturati	Errore Relativo	Cattura kg	Errore Relativo	Peso medio per Esemplare kg
Estate	1.155	49 %	288	49 %	0,250
Autunno	0	-	0	-	-
Inverno	-	-	-	-	-
Primavera	-	-	-	-	-
Totale	1.155	49 %	288	49 %	0,250

Tab. 4 - Numero medio di pescherecci, con rete da circuizione, operativi e numero medio di pescherecci attivi al giorno per stagione e relativo coefficiente di variazione (CV); peso medio per stagione degli esemplari catturati. Luglio 1996 - giugno 1997.

Average number of operative fishing-boats, with surrounding net, and average number of working fishing-boats in one day for each season and relative variation coefficient (CV); medium weight for each season of specimens caught. July 1996 – June 1997.

Stagione	N° medio di barche Operative	CV	N° medio barche attive per giorno	CV	N° di esemplari catturati al giorno per barca attiva	Cattura per barca attiva al giorno kg
Estate	11	4 %	4	121 %	12,030	3,000
Autunno	14	5 %	3	160 %	0	0
Inverno	-	-	-	-	-	-
Primavera	-	-	-	-	-	-
Totale	13	10 %	3	142 %	12	3

Discussione e conclusioni

Considerando che in Sicilia la flottiglia da pesca artigianale che utilizza tramagli e reti da posta è costituita da circa 1640 pescherecci (Cannizzaro *et al.*, 2000) mentre la flottiglia che utilizza i cannizzi è costituita da meno di 250 pescherecci (Morales-Nin *et al.*, 1996; 1998), sembra che il by-catch (la specie bersaglio è *Coryphaena hippurus*) di ricciola catturata da quest'ultima sia trascurabile rispetto alle catture mediante tramagli e reti da posta. Infatti gli esemplari catturati mediante i cannizzi costituiscono poco più del 10% di quelli catturati mediante tramagli e reti da posta. La taglia media degli esemplari catturati mediante i cannizzi è, eccezione fatta per l'autunno, sempre maggiore di quella degli esemplari catturati mediante gli altri attrezzi citati. D'altronde la pesca mediante cannizzi costituisce comunque un allentamento dello sforzo di pesca su importanti specie quali il pescespada (Cannizzaro *et al*., 1997; 1999) perciò sembra utile ed opportuno pacatamente riflettere su eventuali misure gestionali miranti a meglio regolare la pesca mediante cannizzi.

Bibliografia

CANNIZZARO L., POTOSCHI A., SCALISI M., D'ANDREA F., ROMEO T. (1997) – bio economic aspects of swordfish and dolphin fish fisheries in Sicily. *Proceedings of the third International conference on the Mediterranean Coastal environment*, *MEDCOAST 97*, **1**: 97–107.

CANNIZZARO L., POTOSCHI A., BONO G., CELESTI A., RIZZO P. (1999). - Diversifying fishing effort in Sicilian fisheries: the case of Fish Aggregating Devices (FADs). In: Le Gall J.Y., Cayré P., Taquet M. (eds), *Pêche thonière et dispositifs de concentration de poisson*. Ifremer, Actes Colloques, **28**: 449-464.

CANNIZZARO L., GAROFALO G., ARCULEO M., KALLIANIOTIS A., POTOSCHI A. (2000) - Stocks assessment of some coastal species caught by artisanal fishery. *Final Report*. *EU project 96/054*: 320 pp.

MAZZOLA A., LO PIANO L., SARÀ G., D'ANNA G. (1993) - Sistemi di pesca, cattura ed abitudini alimentari di *Seriola dumerili* (Risso, 1810) nel Golfo di Castellammare (Sicilia Occidentale). *Naturalista siciliano*, S. 4, 17 (**1-2**): 137-148.

MICALE V., GENOVESE L., GRECO S., PERDICHIZZI F. (1993) – Aspect of reproductive biology of amberjack *Seriola dumerili* (Risso, 1810). World Aquaculture '93. *European Aquaculture Society Special Publication*, **19**: 413 pp.

MORALES-NIN B., OLIVER P., CASTRO J.J., CANNIZZARO L., POTOSCHI A., PLA C. (1996) - Biology and Fishery of Dolphin-fish in the Western Mediterranean and Canary Island Area. *Final Report*, *Contract U.E. n° 94/031*: 170 pp.

MORALES-NIN B., OLIVER P., CASTRO J.J., CANNIZZARO L., POTOSCHI A., PLA C. (1998) - Dolphin-fish biological and fishing data in the western Mediterranean - *Final Report*. *EU project n° 95/073*: 277 pp.

TORTONESE E. (1975) – Osteichthyes. Pesci ossei. *Fauna d'Italia*, **2**: 167-169.

Lavoro effettuato nell'ambito dei seguenti progetti, finanziati dall'UE:

- "Biology and Fishery of Dolphin-fish in the Western Mediterranean and Canary Island Area", EU project n° 94/031;
- "Dolphin-fish Biological and Fishing data in the Western Mediterranean", EU project n° 95/073;
- "Stocks assessment of some coastal species caught by artisanal fishery", EU project n° 96/054.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 747-750

R. Carlucci, F. Capezzuto, G. D'onghia

Dipartimento di Zoologia, Università degli Studi di Bari,
Via Orabona, 4 – 70125 Bari, Italia.

ASPETTI DELLA BIOLOGIA DI *LEPIDORHOMBUS BOSCII* (RISSO, 1810) (OSTEICHTHYES, SCOPHTHALMIDAE) NEL MAR IONIO

BIOLOGICAL ASPECTS OF LEPIDORHOMBUS BOSCII *(RISSO, 1810) (OSTEICHTHYES, SCOPHTHALMIDAE) IN THE IONIAN SEA*

Abstract

A total of 874 specimens of Lepidorhombus boscii *(Risso, 1810) was collected in the Ionian Sea from May 1994 to May 2000. The bulk of the sampled population was made up of juveniles (<150 mm TL) which were mainly caught between 200-400 m. The largest female and male measured 376 and 338 mm TL respectively. Von Bertalanffy growth parameters were* $L_{\infty} = 480.0$ *mm;* $k = 0.105$; $t_0 = -1.34$ *and* $L_{\infty} = 490.5$ *mm;* $k = 0.105$; $t_0 = -1.24$ *for males and females, respectively.*

Key-words: Lepidorhombus boscii, *bathymetric distribution, growth, sex-ratio, Ionian Sea.*

Introduzione

Lepidorhombus boscii è diffuso in tutto il bacino del Mediterraneo. La specie ha un buon valore commerciale in tutti i mercati italiani, anche se, dal punto di vista quantitativo, non rientra fra le specie economicamente più importanti. Si distribuisce su fondali incoerenti fino a 800 m di profondità, con concentrazioni maggiori fra 100 e 400 m (Fischer *et al*., 1987). Le conoscenze scientifiche relative a questa specie sono ancora piuttosto limitate e nell'ambito dei mari italiani riguardano soprattutto il Tirreno settentrionale (Mannini *et al*.,1990; Reale *et al*., 1990) e l'Adriatico (Giovanardi, 1984; Bello e Rizzi, 1988; Ungaro e Martino, 1998).

In questa nota si riportano i primi dati sulla biologia di popolazione di *L. boscii* nel Mar Ionio, relativamente alla distribuzione batimetrica, alla struttura delle taglie, alla sex-ratio e all'accrescimento.

Materiali e metodi

I dati utilizzati in questo lavoro sono stati raccolti durante otto campagne sperimentali di pesca a strascico realizzate con un motopeschereccio professionale, in primavera ed in autunno, tra il 1994 ed il 2000, nell'ambito di progetti internazionali (MEDITS) e nazionali (GRU.N.D). Nell'area compresa fra Capo d'Otranto (LE) e Capo Passero (SR) è stato realizzato un campionamento di tipo "random stratificato", con allocazione di 74 cale ripartite in cinque strati batimetrici: 10 - 50 m, 50 - 100 m, 100 - 200 m, 200 - 500 m, 500 - 800 m. È stata utilizzata una rete a strascico con maglia al sacco di 20 mm e di 40 mm di apertura, rispettivamente per le campagne MEDITS e GRU.N.D.

Per ogni esemplare catturato è stato misurato il peso (g), la lunghezza totale (LT in mm) e rilevato il sesso. Per ogni campagna sono state elaborate le distribuzioni lunghezza-frequenza mantenendo separati i sessi, le stagioni e le profondità. E' stata inoltre calcolata la relazione lunghezza/peso [$W = a * LT^b$] separatamente per femmine e maschi.

Da un totale di 409 esemplari, sia adulti che giovani con il sesso non identificato, sono state prelevate le sagitte. Attraverso la loro lettura sono state ottenute chiavi età/lunghezza utilizzate, tramite la procedura "Length-at-age" del programma FiSAT (Gayanilo *et al.*, 1995), per descrivere l'accrescimento secondo il classico modello di Von Bertalanffy.

Risultati

Le taglie minime e massime osservate nell'intera popolazione campionata (874 individui) sono state rispettivamente di 63 e 376 mm. La distribuzione delle lunghezze ha evidenziato un andamento plurimodale con le classi più frequenti rappresentate principalmente da individui di lunghezza totale inferiore a 150 mm (Fig. 1a). Le femmine ed i maschi hanno presentato in genere distribuzioni simili, sebbene la taglia massima degli esemplari femminili (376 mm) sia risultata maggiore di quella degli esemplari di sesso maschile (338 mm). La struttura dello stock è risultata simile tra le stagioni, con una presenza maggiore di forme giovanili in autunno (Fig. 1b).

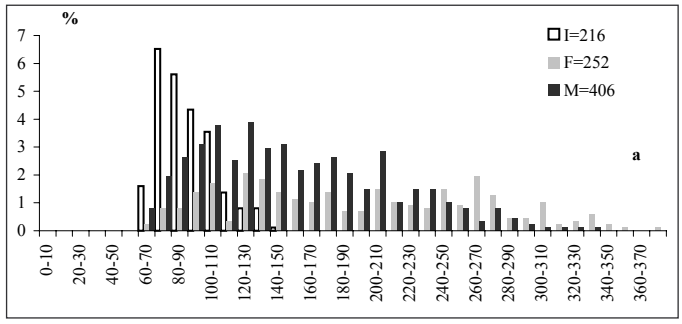


Fig. 1a - Distribuzione lunghezza-frequenza di *Lepidorhombus boscii* (I = indeterminati; F = femmine; M = maschi) rinvenuto nel Mar Ionio da maggio 1994 a maggio 2000.

Length-frequency distribution of Lepidorhombus boscii *(I = undeterminate; F = females; M = males) caught in the Ionian Sea from May 1994 to May 2000.*

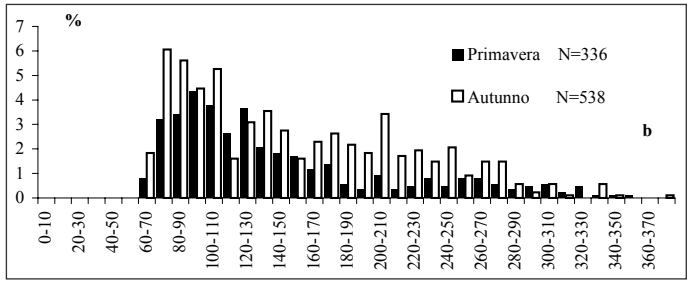


Fig. 1b - Distribuzione lunghezza-frequenza per stagione di *Lepidorhombus boscii* rinvenuti nel Mar Ionio da maggio 1994 a maggio 2000.

Length-frequency distribution by season of Lepidorhombus boscii *caught in the Ionian Sea from May 1994 to May 2000.*

L. boscii è stato rinvenuto da 129 m fino a 577 m di profondità; la maggior parte degli individui è stata catturata fra 200 e 400 m, dove è stata anche evidenziata una più alta concentrazione di forme giovanili (Fig. 1c).

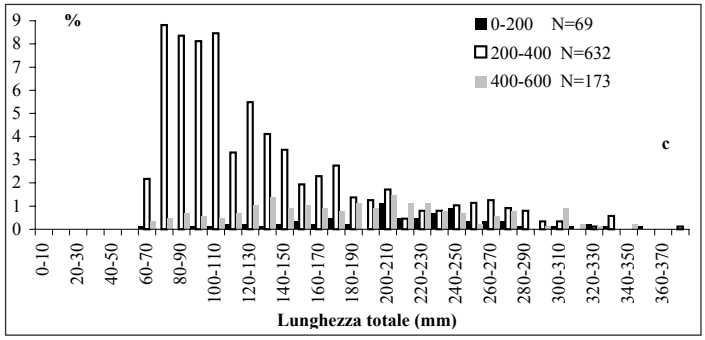


Fig. 1c - Distribuzione lunghezza-frequenza per profondità di *Lepidorhombus boscii* rinvenuto nel Mar Ionio da maggio 1994 a maggio 2000.

Length-frequency distribution by depth of Lepidorhombus boscii *caught in the Ionian Sea from May 1994 to May 2000.*

La sex-ratio osservata nell'intero periodo d'indagine è risultata significativamente sbilanciata a favore dei maschi ($\chi^2 = 25.33$; g.l.$=7$; $p<0.01$) (Tab. 1).

Tab. 1 - Sex-ratio (F/F+M) degli individui di *L. boscii* rinvenuti nel Mar Ionio da maggio 1994 a maggio 2000.

Sex-ratio (F/F+M) for L. boscii *specimens found in the Ionian Sea from May 1994 to May 2000.*

Campagna	F+M	F	M	F/ F+M
maggio 1994	87	44	43	0,51
ottobre 1994	129	56	73	0,43
maggio-giugno	88	21	67	0,24
ottobre 1995	53	11	42	0,21
novembre 1996	163	62	101	0,38
settembre 1997	56	25	31	0,45
settembre 1998	36	10	26	0,28
maggio 2000	46	14	32	0,30

Per quanto riguarda la relazione taglia/peso, sono stati calcolati i seguenti parametri: a$=$0,004; b$=$3,181 (3,146$\div$3,216); $r^2=0,986$ ed a$=$0,005; b$=$3,135 (3,000$\div$3,270); $r^2=0,937$ rispettivamente per gli esemplari maschili e femminili.

Dalla elaborazione dei dati di età/lunghezza riportate in Tab. 2, sono stati ricavati i parametri di crescita riportati nella Tab. 3.

Tab. 2 - Chiave età/lunghezza per gli individui di *L. boscii* rinvenuti nel Mar Ionio da maggio 1994 a maggio 2000.

Age/length key for L. boscii *specimens found in the Ionian Sea from May 1994 to May 2000.*

Classi di età	**0+**	**1**	**1+**	**2**	**2+**	**3**	**3+**	**4**	**4+**	**5**	**5+**	**6**	**6+**	**7**	**7+**	**8**	**8+**
N. esemplari (94 maschi)	-	27,0	14,0	5,0	18,0	8,0	7,0	1,0	5,0	-	3,0	1,0	-	1,0	2,0	2,0	-
LT media (mm)		133,6	146,0	154,5	156,9	194,4	192,3	203,0	233,0		249,0	275,0		280,0	283,0	319,0	
d.s.		33,7	22,0	14,5	29,7	23,9	26,7		1,4		0,0				0,0	1,4	
Classi di età	**0+**	**1**	**1+**	**2**	**2+**	**3**	**3+**	**4**	**4+**	**5**	**5+**	**6**	**6+**	**7**	**7+**	**8**	**8+**
N. esemplari (102 femmine	-	23,0	15,0	7,0	20,0	7,0	12,0	-	7,0	-	5,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
LT media (mm)		118,2	132,3	131,4	142,8	154,5	219,2		256,0		266,4	287,0	292,0	280,0	286,0	318,0	327,0
d.s.		13,9	7,4	8,0	6,1	12,0	24,9		21,0		11,6						
Classi di età	**0+**	**1**	**1+**	**2**	**2+**	**3**	**3+**	**4**	**4+**	**5**	**5+**	**6**	**6+**	**7**	**7+**	**8**	**8+**
N. esemplari (409 totale)	61,0	50,0	62,0	12,0	38,0	15,0	19,0	1,0	12,0	-	8,0	2,0	1,0	2,0	3,0	3,0	1,0
LT media (mm)	76,6	108,2	126,7	141,6	144,7	156,3	193,2	203,0	240,9		256,6	281,0	292,0	280,0	284,0	318,7	327,0
d.s.	9,8	5,5	8,8	8,0	13,4	12,8	22,6		8,8		15,3	8,5		0,0	1,7	1,2	

Tab. 3 - Parametri di crescita stimati per gli individui di *L. boscii* rinvenuti nel Mar Ionio da maggio 1994 a maggio 2000.

Growth parameters estimated for L. boscii *specimens found in the Ionian Sea from May 1994 to May 2000.*

Parametri di crescita	M(094)	F(102)	Totale(409)
L inf. (mm) ± e.s.	480,0±96,30	490,5±80,90	484,6±29,40
k (anno) ± e.s.	0,105±0,035	0,105±0,029	0,113±0,010
t_0 ± e.s.	-1,34±0,346	-1,24±0,253	-0,99±0,045
Φ'	4,38	4,40	4,42

Conclusioni

La popolazione di *L. boscii* campionata nel Mar Ionio è risultata costituita da numerose componenti modali e soprattutto da forme giovanili, in accordo con quanto generalmente riportato per i mari italiani in Relini *et al.* (1999). Anche se in primavera è stata utilizzata una rete con maglia più piccola (rete Medits), le distribuzioni delle lunghezze evidenziano che il reclutamento di *L. boscii* nel Mar Ionio sembra più importante in autunno che in primavera. Infatti, gli esemplari appartenenti alla prima componente modale della distribuzione autunnale potrebbero essere dovuti al picco riproduttivo primaverile della specie (Ungaro e Martino, 1998).

La maggior parte della popolazione campionata è risultata distribuita nello strato 200 - 400 m, così come osservato da altri autori (Bello e Rizzi, 1988; Mannini *et al*., 1990; Reale *et al.,* 1990; Ungaro e Martino, 1998). Un numero maggiore di maschi è stato osservato nelle catture in accordo con quanto riportato da Bello e Rizzi (1988).

I parametri della relazione lunghezza/peso sono risultati simili tra i due sessi. Per lo stock ionico di *L. boscii* è stato riscontrato un tasso di crescita un po' più lento rispetto a quanto osservato nel Mar Tirreno (Mannini *et al*., 1990) e in Adriatico (Bello e Rizzi, 1988; Ungaro e Martino 1998).

Bibliografia

BELLO G., RIZZI E. (1988) – On the growth of the four–spotted scaldfish, *Lepidorhombus boscii*, from the Southern Adriatic. *FAO fish. Rep*., **394**: 142-146.

FISCHER W., BAUCHOT M., SCHNEIDER M. (1987) - *Fishes FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche.* Méditerranée et mer Noire, **2**: 761-1530.

GAYANILO F.C., SPARRE P., PAULY D. (1995) – *The FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FiSAT) User's Guide*. FAO Computerized Information Series (Fisheries), Rome, FAO, **8**: 126 pp.

GIOVANARDI O. (1984) – La distribuzione dei pesci piatti in Alto e Medio Adriatico in relazione al tipo di fondo e alla profondità. *Nova Thalassia*, **6** (Suppl.): 465-469.

MANNINI P., REALE B., RIGHINI P. (1990) - Osservazioni sulla biologia e la pesca di *Lepidorhombus boschi* (Risso) (Osteichthyes, Scophthalmidae) nel Tirreno Settentrionale. *Oebalia* (Suppl.), **16** (1): 245-255.

REALE B., RIGHINI P., SERENA F. (1990) – Distribuzione geografica dei pleuronettiformi raccolti con rete a strascico nell'Alto Tirreno. *Oebalia* (Suppl.), **16** (1): 257-267.

RELINI G., BERTRAND J., ZAMBONI A. (eds) (1999) – Sintesi delle conoscenze sulle risorse da pesca dei fondi del Mediterraneo centrale (Italia e Corsica). *Biol. Mar. Medit*., **6** (Suppl. 1): 869 pp.

UNGARO N., MARTINO M. (1998) – *Lepidorhombus boscii* (Risso, 1810): biologia della specie e demografia della popolazione sui fondi strascicabili dell'Adriatico pugliese. *Biol. Mar. Medit*., **5** (2): 192-200.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 751-753

M. Falautano, L. Castriota, S. Campagnuolo, M. Sinopoli, P. Vivona

I.C.R.A.M., Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica e Tecnologica Applicata al Mare, Via E. Amari, 124 90139 Palermo, Italia.

LA PESCA DELL'ALLETTERATO (*EUTHYNNUS ALLETTERATUS*, RAFINESQUE 1810) NELL'ISOLA DI LAMPEDUSA (STRETTO DI SICILIA)

FISHERIES OF LITTLE TUNNY (EUTHYNNUS ALLETTERATUS, *RAFINESQUE 1810) IN THE LAMPEDUSA ISLAND (STRAITS OF SICILY)*

Abstract

A research on fishery of little tunny Euthynnus alletteratus *(Osteichthyes,Scombridae) in the Sicilian waters was carried out from 1994 to 2000. In Lampedusa Island where a specific fishery exists a high catch increase has been recorded. In the other areas catches are low, the species being the by-catch of other pelagic species fishery.*

Key-words: Euthynnus alletteratus, *fishery, little tunny, Straits of Sicily.*

Introduzione

L'alletterato *Euthynnus alletteratus*, è una specie di modesto valore commerciale, spesso catturata nei mari siciliani come specie accessoria della pesca ai medi e grandi pelagici (Andaloro, 2000). Di recente nell'Isola di Lampedusa (Stretto di Sicilia), in seguito alla diminuzione dei rendimenti nella pesca allo sgombro (*Scomber japonicus*, Houttuyn 1780), è stata sviluppata, da parte di alcune imbarcazioni una pesca specifica all'alletterato con l'uso di reti a circuizione opportunamente modificate (Andaloro *et al.,* 1998). Nel presente lavoro vengono presentati i dati di cattura di alletterato nell'Isola di Lampedusa nel periodo di studio.

Materiali e metodi

Allo scopo di identificare gli attrezzi, i periodi, le imbarcazioni e le aree di maggiore interesse per la pesca dell'alletterato è stata condotta, nelle marinerie siciliane, un'indagine conoscitiva tramite interviste ai pescatori ed osservazioni in banchina. Nel porto dell'isola di Lampedusa, identificato come l'unico punto di sbarco non occasionale della specie sono stati rilevate da osservatori in situ le catture totali di *E. alletteratus* effettuate con il cianciolo negli anni 1994-2000.

Risultati

I dati sulla caratterizzazione della pesca all'alletterato, ottenuti nel censimento effettuato nei porti siciliani, sono riportati in Tab. 1. In tutte le marinerie, ad eccezione dell'Isola di Lampedusa, la pesca all'alletterato è marginale e quantitativamente poco significativa. L'unica marineria dove si è osservata un'attività di pesca mirata alla specie è stata l'isola di Lampedusa, dove dal 1995 è stata realizzata una particolare rete a circuizione, più lunga e profonda di quella adoperata per la ricciola (*Seriola dumerili*, Risso 1810), realizzata con un materiale più resistente, vista l'abitudine degli alletterati,

una volta circondati, di "puntare" la rete e sfondarla. Precedentemente, la flotta lampedusana catturava la specie solo occasionalmente utilizzando il cianciolo per ricciole che veniva spesso danneggiato. Sull'isola è anche effettuata una pesca tradizionale della specie con una particolare lenza da traino (filosa) con esca finta ad opera di piccoli pescatori e di pescatori sportivi ma con risultati di poco rilievo. I rilevamenti effettuati agli sbarchi durante la stagione di pesca della specie (maggio-luglio) hanno mostrato un forte incremento delle catture nel corso degli anni (per il 1997, non si hanno dati di cattura). In fig 1 sono riportati i dati di CPUE (kg/giornate effettive di pesca mirata all'alletterato con rete a circuizione) nel periodo in esame.

Tab. 1 - Risultati del censimento delle marinerie siciliane sulla pesca di *E. alletteratus*.
Data from Sicilian fisheries census on E. alletteratus *fishery.*

Località	N Imb	Attrezzo	Periodo pesca
Acitrezza	6	Palangaro da superf.	ottobre-novembre
Catania	10	ferrettara	Novembre
Milazzo	2	Rete da posta deriv.,	ottobre-novembre
Capo d'Orlando	1	palamitara, alalungara	ottobre-dicembre
Isola Femmine	10	palamitara	tutto l'anno
Porticello	40	ferrettara	maggio-giugno
Trappeto	1	palamitara, traina	ottobre-novembre
Balestrate	4	palamitara	settembre-ottobre
S.Vito	4	cianciolo diurno	ottobre-novembre
Lampedusa	3	cianciolo diurno filosa	maggio-luglio
Porto Palo	8	palangaro	ottobre-novembre

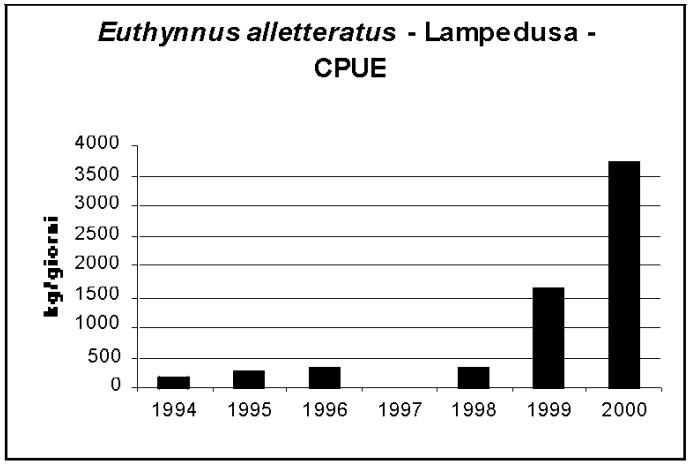


Fig. 1 - CPUE (kg/giornate effettive di pesca di *E. alletteratus* a Lampedusa negli anni di indagine.
CPUE (kg/effective fishing days) of E. alletteratus *at Lampedusa Islands during the study period.*

Conclusioni

I dati ottenuti dall'indagine effettuata nelle marinerie siciliane hanno evidenziato un ruolo marginale dell'alletterato nell'ambito della pesca ai grandi e medi pelagici. Solamente nell'Isola di Lampedusa questa risorsa sta acquisendo un maggiore rilievo divenendo oggetto di una pesca mirata, che tende a compensare la diminuzione delle catture dello sgombro e della ricciola, nonostante la specie mantenga ancora un modesto valore sul mercato. L'introduzione della rete a circuizione appositamente adattata alla pesca dell'alletterato, ha determinato un notevole incremento delle catture, come si evidenzia dai rilevamenti agli sbarchi negli anni di studio. Le alte rese ottenute nelle singole pescate sono dovute al comportamento gregario della specie che si raggruppa in grossi banchi visibili dalla superficie e quindi facilmente localizzabili (Andaloro, 2000). Per la marineria dell'Isola di Lampedusa e per l'industria ittico-conserviera locale, l'alletterato può costituire una risorsa alternativa di grande importanza. Infatti, nonostante sia commercialmente poco apprezzato come prodotto fresco e mal si offra alla congelazione, l'alletterato dà pregevoli risultati nell'inscatolamento in olio, rappresentando un prodotto alternativo a specie tradizionali come tonno e sgombro.

Bibliografia

ANDALORO F., VIVONA P., CAMPAGNUOLO S., PIPITONE C., POTOSCHI A., MANDICH A., MARINO G. (1998) – Biologia e pesca dell'alletterato nei mari siciliani. *Biol. Mar. Med.*, **5** (3): 290-299.

ANDALORO F. (2000) – Valutazione della risorsa e studio della biologia ed ecologia della ricciola (*Seriola dumerili*) ed alletterato (*Euthynnus alletteratus*) nel Mar Tirreno Meridionale e nello Stretto di Sicilia. *Rapporto finale, Ministero per le Politiche Agricole e Forestali*: 107 pp.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 754-757

M. Gagliano, F. Tuya, J. Martin-Garcìa, O. Ayza Mascarell

Grupo de Ecología. Departamento de Biología,
Universidad de Las Palmas G.C. Campus de Tafira - 35017
Las Palmas de Gran Canaria, Canary Islands, Spain.
e-mail: monicagagliano@yahoo.com

EXPERIMENTAL EVALUATION ON FISH ASSEMBLAGES ASSOCIATED WITH ARTIFICIAL STRUCTURES (CANARIES ISLES; CENTRAL ATLANTIC)

VALUTAZIONE SPERIMENTALE DELLE COMUNITÀ ITTICHE ASSOCIATE ALLE STRUTTURE ARTIFICIALI (ISOLE CANARIE; ATLANTICO CENTRALE)

Abstract

The present study was conducted to observe fish association to Fish Aggregating Devices (FADs), benthic artificial reefs, and a combination of both designs. It was found through ANOVA that the FADs+artificial reef combination attracted more species and biomass than the other two treatments.

Key-words*: FADs, benthic artificial reefs, fish assemblages, Gran Canaria.*

Introduction

Artificial structures of various designs have increasingly come to play an important role in the enhancement programs of commercial and recreational fisheries throughout the world. In despite of it, there are only three previous studies on the fish communities associated with artificial habitats in the Canary Island waters (Bortone *et al.,* 1994; Herrera, 1998; Castro *et al.,* 1999). The paucity of available literature on the subject in this part of the world is quite surprising, as fishery resources represent a major part of the economy of these islands and the Canarian Government has been acting to promote programs of protection and enhancement of the inshore fishery resources since the early 90s. Consequently, this investigation attempted an experimental approach, focused on the use of different artificial habitats for a more efficient survey of fishery resources.

The present experiment was designed to (1) test the interaction between two designs, such as FADs and benthic artificial reefs and (2) yield quantitative information about the combined technologies.

Materials and methods

The experimental study was carried out in the Bay of Gando (27º55.95'N 15º22.00'W) on the Eastern coast of Gran Canaria (Fig. 1a). The bay provides an environment workable for most of the time, because extremely protected from strong prevailing winds and coastal currents.

Preliminary surveys had been conducted in February 2001, while the experimental phase of the study was carried out from March to June 2001, over an uniform sandy bottom, covered with C*ymodocea nodosa* and the green algae *Caulerpa* spp. The experiment consisted of three treatments (Fig. 1 b and c). The first, termed PEL+BENT, consisted of a small FAD unit maintained at 3 m below the surface and anchored to the bottom with a benthic artificial reef module. The FAD unit was a easy and simple struc-

ture to construct: 3 PVC pipes (13 cm diameter × 160 cm length) hold together with a rope to avoid dispersal. The reef module consisted of a cluster of three concrete blocks (90 × 30 × 8 cm). The total volume of one unit type (PEL) was approximately equal to the volume of the other unit type (BENT). The second treatment (PEL) was composed of a small FAD unit of identical design described for the PEL+BENT treatment, but without the reef module associated. The third one (BENT) was similar to the first one, but without the FAD unit associated.

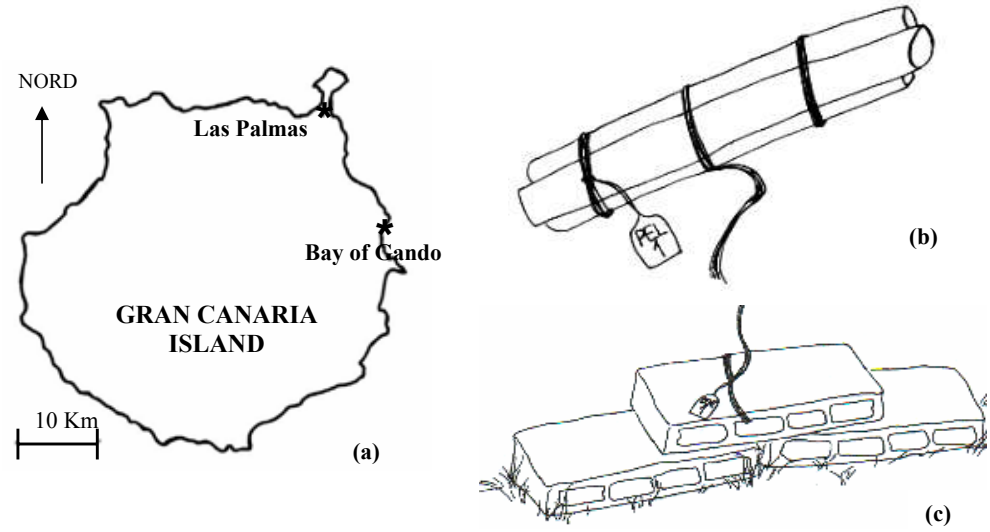


Fig. 1 - (a) Map of the Gran Canaria Island, showing the study site at the Bay of Gando; (b) PEL unit and (c) BENT unit experimental design.
(a) Isola della Gran Canaria: posizione dell'area di studio nella Baia di Gando. Unità sperimentali: (b) PEL e (c) BENT.

Nine units (three replicates for each treatment) were constructed in 16 m of water, covering a total area of 3600 m². Three survey replicates had been carried out in this area on a weekly basis for a total of 12 preliminary observations during the month preceding the deployment of the artificial structure materials. After the artificial habitats had been set into place, censuses at the experimental units as well as control censuses for each treatment were carried on fortnightly in eight separate occasions for a total of 24 observations per treatment over the whole experimental period.

Stationary visual censuses (*sensu* Bohnsack and Bannerot, 1986) were conducted by SCUBA divers, who counted and estimated total length for all fish by species occurring within an imaginary cylinder extending from the surface to the bottom with a base area of about 100 m^2 and a volume of about 1600 m^3 for each replicate and control for 5 min. All information was recorded with a pencil on a plastic slate. The size recorded was transformed to weight, using length-weight relationships of each species obtained from the literature (Pajuelo and Lorenzo, 1996, 1998, 1999, 2000) and from our own unpublished data.

Tab. 1 - Mean species Biomass (g/100 m²) observed during visual censuses of artificial habitats over the study period.

Valore medio della biomassa (g/100 m²) per specie, ottenuto attraverso censimenti visuali degli habitat artificiali durante il periodo di studio.

FAMILIES	SPECIES	Mean Biomass (g) per 100 m²				
		Prior deployment	Control	Pel	Bent	Pel+Bent
Balistidae	*Balistes carolinensis*	-	-	0,03	-	-
Bothidae	*Bothus podas maderensis*	-	-	-	0,09	0,05
Diodontidae	*Chilomycterus atringa*	-	-	-	0,05	-
Monacanthidae	*Stephanolepsis hispidus*	-	-	-	-	0,05
Mullidae	*Mullus surmuletus*	-	-	-	0,02	-
Pomacentridae	*Abudefduf luridus*	-	-	-	0,20	0,23
Scaridae	*Sparisoma cretense*	-	0,19	0,07	2,22	3,60
Serranidae	*Serranus atricauda*	0,19	-	-	0,74	0,32
	Serranus cabrilla	-	-	-	0,64	1,06
	Serranus scriba	-	-	-	0,57	0,50
Sparidae	*Boops boops*	-	1,45	11,85	15,45	21,10
	Dentex gibbosus	-	-	-	0,04	0,07
	Diplodus annularis	-	1,47	5,11	1,33	6,66
	Pagellus acarne	-	-	-	-	0,21
	Pagellus erythrinus	-	-	-	0,04	0,01
	Pagrus pagrus	-	0,01	0,03	0,11	0,13
	Spondyliosoma cantharus	-	-	0,01	5,65	0,88
Sphyraenidae	*Sphyraena viridensis*	-	-	-	-	0,04
Synodontidae	*Synodus synodus*	0,06	-	-	0,56	1,66
Tetraodontidae	*Canthigaster rostrata*	0,45	-	0,08	1,26	1,64
	Sphoeroides spengleri	-	-	0,08	0,28	0,17
Trachinidae	*Trachinus draco*	-	0,01	0,04	0,19	0,05
Triglidae	*Trigloporus lastoviza*	-	0,10	-	-	-

Orthogonal two way-ANOVA designs were used to test for significant differences for each fish assemblage statistics (Tab. 2). We considered time as a random factor and the experimental treatments as fixed.

Tab. 2 - Summary statistics (mean±SD) for the assemblage parameters recorded at the Bay of Gando.

Attributi statistici riassuntivi (valore medio±dev.st.) della comunità osservata nella Baia di Gando.

Variables	Prior deployment	Control	Pel	Bent	Pel+Bent
Total mean biomass (g)	0,70	3,23	17,30	29,46	38,42
	(0,20)	*(0,72)*	*(4,08)*	*(3,69)*	*(4,90)*
Mean number of individuals	1	3,61	15,12	8,03	12,50
	(0,00)	*(6,47)*	*(42,88)*	*(28,04)*	*(44,76)*
Mean number of species	1	1	2	8	9
	(0,548)	*(1,211)*	*(1,366)*	*(2,994)*	*(1,472)*
Mean total length (cm)	9,33	10,17	9,90	11,81	10,37
	(1,15)	*(1,67)*	*(2,04)*	*(3,29)*	*(3,00)*

Results and conclusions

Fourteen families and 23 species of fish were observed during the study. Only 9 of all species recorded were present at those sites free of artificial structures (prior deployment and control sites), as shown in Tab. 1. The family *Sparidae* was the most abundant with a total of 7 species.

The ANOVA analysis indicated that the only independent variable which was significantly associated with variation in the dependent variables was the structure design. Multiple comparison tests yielded no significant difference in species abundance and fish biomass over the sampling time. However, we observed a significant difference in the number of species ($F=54.19$, $P<0.001$) and fish biomass ($F=29.03$, $P<0.001$) aggregated around benthic reefs and pelagic structures.

Fish biomass associated with both PEL+BENT and BENT treatments were significantly greater than the PEL treatment (TUKEY'S, $P<0.05$). Strong fluctuations were observed around the pelagic systems over the experimental time, suggesting that these systems require a longer time before levelling off to a steady state The number of benthic and necto-benthic species associated to the artificial reef habitats increases rapidly, reaching a greater number relative to the other treatment. Although there was no significant statistical difference between the BENT treatment and the combined design PEL+BENT, the data presented hereby suggested that the dependent variables (i.e. number of species and fish biomass) of the assemblage were slightly higher around combined structures (Tab. 2).

The duration of this study may have been too brief to observe a significant association of the fish assemblage around the combined design of artificial habitats. Even so, results suggested that this design can be an useful monitoring unit for a more comprehensive census of fishery resources.

Acknowledgements

Many thanks go to Dr. J.J. Castro for his discussions and assistance. Thanks also go to Gando AirForce Base for the logistic support.

References

BOHNSACK J.A., BANNEROT S.P. (1986) – A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. *NOAA Tech. Rep. NMFS,* **41**: 1-15.

BORTONE S.A., VAN-TASSELL J., BRITO A., FALCON J.M., MENA J., BUNDRICK C.M. (1994) – Enhancement of the nearshore fish assemblage in the Canary Islands with artificial habitats. *Bull. Mar. Sci.*, **55** (2-3): 602-608.

CASTRO J.J., SANTIAGO J.A., HERNANDEZ-GARCIA V. (1999) – Fish associated with Fish aggregation devices off the Canard Islands (Central-East Atlantic). *Sci. Mar.*, **63** (3-4): 191-198.

HERRERA R. (1998) - *Dinámica de las comunidades bentónicas de los arrecifes artificiales de Arguineguín (Gran Canaria) y Lanzarote.* PhD Thesis. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria: 270 pp.

PAJUELO J., LORENZO J.M. (1996) - Life history of the red porgy, *Pagrus pagrus* (Sparidae) off the Canary Islands, Central-east Atlantic. *Fish. Res.*, **28**: 163-177.

PAJUELO J., LORENZO J.M. (1998) - Population biology of the common pandora *Pagellus erythrinus* (Sparidae) off the Canary Islands. *Fish. Res.*, **36**: 75-86.

PAJUELO J., LORENZO J.M. (1999) - Life history of black seabream, *Spondyliosoma cantharus*, off the Canary Islands, Central-east Atlantic. *Environ. Bio. Fish.*, **54**: 325-336.

PAJUELO J., LORENZO J.M. (2000) - Reproduction, age, growth and mortality of axillary seabream, *Pagellus acarne* (Sparidae), from the Canarian archipelago. *J. Appl. Ichthyol.,* **16**: 41-47.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 758-762

M. Gristina, G. Garofalo, G.B. Giusto, G. Norrito, G. Sinacori, F. Fiorentino

Istituto di Ricerche sulle Risorse Marine e l'Ambiente, IRMA - CNR,
Via Luigi Vaccara, 61 – 91026 Mazara del Vallo, Trapani, Italy.

A COMPARATIVE STUDY ON HAKE LENGTH STRUCTURES DERIVED FROM TRAWL SURVEYS AND COMMERCIAL CATCHES IN THE STRAIT OF SICILY

CONFRONTO TRA LE STRUTTURE DI LUNGHEZZA DEL NASELLO OTTENUTE TRAMITE TRAWL SURVEY E CATTURE COMMERCIALI NELLO STRETTO DI SICILIA

Abstract

This paper is aimed at comparing the length frequency distribution (LFD) of the Mediterranean Hake (Merluccius merluccius *L., 1758, Merluccidae, Osteichthyes*) *from trawl surveys and from commercial catches. Two fishing grounds, presumed to be exploited at different rates, were investigated. The comparison of LFDs suggests that: a) the LFDs derived from the trawl survey, appears flatter and positively skewed than those from the commercial vessels; b) the discard of juvenile hake can greatly vary among different areas; c) any assessment based on biological samples of commercial catch which do not include the discarded fraction, might produce an optimistic and biased evaluation of the exploitation state of the resource.*

Key-words*:* Merluccius merluccius, *trawl surveys, commercial catches, length structure, Strait of Sicily.*

Introduction

Hake represents the main demersal resource of the Mediterranean in terms of landed biomass (Fiorentini *et al.,* 1997). Although in some areas it constitutes the target of long-lines and gill nets fisheries, most of the catch derives from trawling directed to multi-specific resources. The Mazara del Vallo trawl fleet reflects this general feature; most of the fleet operates on off-shore multi specific fishing grounds.

Considering the development of fishing activities in time, the exploitation of off-shore fishing grounds, closer to the Sicilian coast, started during the 70s, whilst the areas closer to the African coast began to be exploited during the late 80s.

Due to its importance in the Strait of Sicily, data on the status of hake population in the whole area were collected according to two different approaches: the trawl survey and the monitoring of commercial catches, which includes the discarded fraction.

Aim of this paper is to compare the length frequency distribution (LFD) taken from both approaches in two areas with a presumed different level of fishing pressure.

Materials and methods

According to the information provided by the Harbour Offices and based on our knowledge on fishing behaviour, two areas were identified and chosen for the comparison: Area D, heavily exploited since the seventies and area G, still under condition of light fishing pressure (Fig. 1).

The length frequency distributions (LFDs; TL, mm), representative of the vulnerable portion of the population at sea, were collected during the trawl surveys in autumn 1997 and 1998, according to a random stratified sampling design. The survey covered

most of the Strait of Sicily bottoms ranging from 10 to 800 m, with the exception of those within 30 and 50 nautical miles from the Tunisian and the Libyan coast respectively (GRUND program). The hauls lasted 1 hour and were carried out during the daytime (Levi *et al.*, 1998). It was verified that the proportional allocation of the hauls to the strata surface was roughly maintained in both areas (Tab. 1).

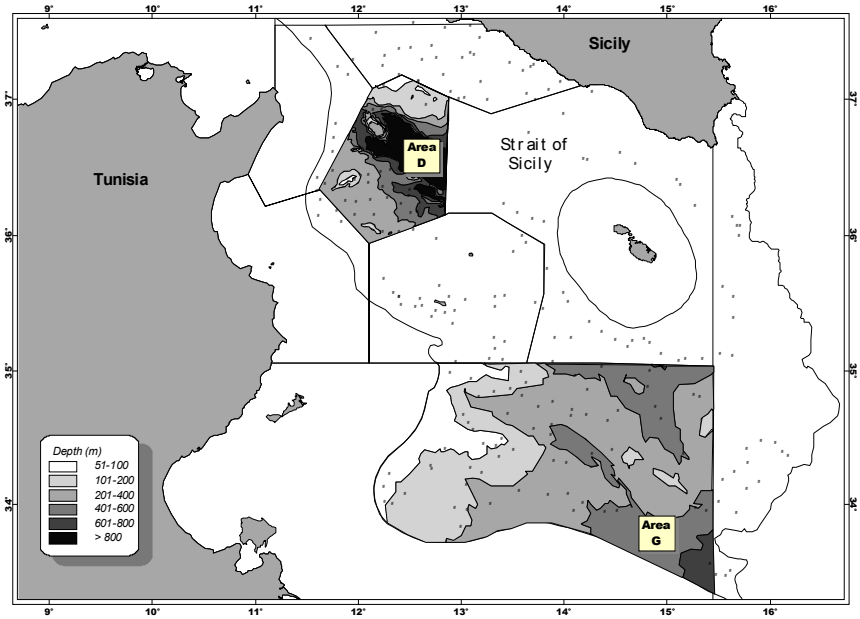


Fig. 1 - Map of the Strait of Sicily showing the location of the two investigated areas.
Mappa dello Stretto di Sicilia e localizzazione delle due aree di studio.

Tab. 1 - Surface and number of trawl survey hauls per stratum and per Area.
Superficie e numero delle cale del trawl survey per strato e per area.

Area G				
Stratum	Area Km2	%	N° Hauls	%
51 - 100	6365	10.9	7	10.7
101 -200	12907	22.2	20	30.7
201 - 400	24942	42.9	27	41.5
401 - 600	12348	21.3	10	15.3
601 - 800	1413	2.4	1	1.5
Area D				
Stratum	Area Km2	Area %	N° Hauls	%
51 - 100	399	3.26	1	3.5
101 -200	2461	20.08	3	10.7
201 - 400	4948	40.37	13	46.4
401 - 600	2526	20.61	7	25
601 - 800	1923	15.69	4	14.2

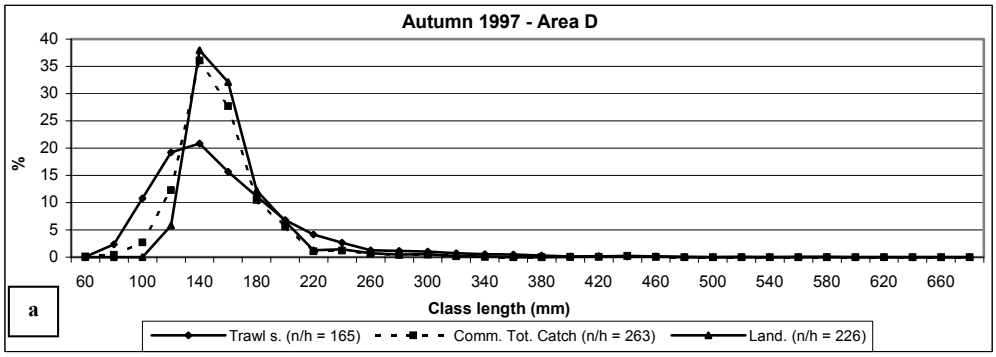
In the same periods, the information relative to a fishing trip of two commercial vessels in the examined areas were collected, i.e. duration of the fishing period, numbers of tows per day, total numbers of tows in the fishing period, duration of each tow, depth range of each tow, total catch by species (Discard Program in Anon., 2000). Biological samples were purchased in order to obtain the length frequency distributions per trawling hour, both in terms of commercial and discarded fraction (Anon., 2000). The main features of the vessels involved in the programs are reported in Tab. 2. The LFDs derived from the trawl surveys, standardised per 1 hour trawling, were compared with those from the commercial catches (landing plus discarded), using two non parametric tests and choosing $p=0.05$: U-test, for testing differences in the mean and Kolmogorov-Smirnov test for comparing the shape of the distributions.

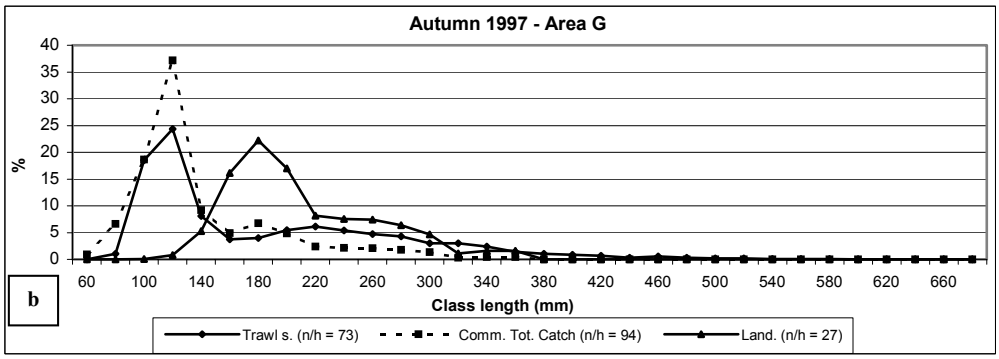
Tab. 2 - Main characteristics of vessels used in the study.
Principali caratteristiche dei pescherecci impiegati nello studio.

Season	Vessels	TSL	HPN	Program	Fishing ground
Aut. 1997	S. ANNA	197	1012	Grund	D
Aut. 1997	S. ANNA	197	1012	Grund	G
Aut. 1997	BALDASSARRE	149	375	Discard	D
Aut. 1997	VISCHIO	100	265	Discard	D
Aut. 1997	ORCHIDEA G.	192	880	Discard	G
Aut. 1997	SICULA PESCA	150	547	Discard	G
Aut. 1998	S. ANNA	197	1012	Grund	D
Aut. 1998	S. ANNA	197	1012	Grund	G
Aut. 1998	FARO	107	350	Discard	G
Aut. 1998	SICULA PESCA	150	547	Discard	G

Results

In both areas, the hake LFDs from trawl surveys show a higher presence of large individuals (up to 680 mm in area D; up to 600 mm in Area G) than the commercial catches (up to 540 mm in Area D; up to 360 mm in Area G). In Area D (only 1997 data for commercial catches are available), the LFDs coming from both sources are uni-modal (Fig. 2a), with the same modal class (140 mm TL) resulting not significatively different (U-test $p=0.18$). Conversely, in Area G, the trawl survey LFDs differ significantly from the commercial data for both years (U-test $p=0.005$ in 1997 and $p<0.001$ in 1998). Regarding the shape, the LFDs coming from trawl surveys always differ from the commercial ones in both areas (Area D, KS-test $p<0.05$; Area G, KS-test $p<0.05$ and $p<0.001$ in 1997 and 1998 respectively) (see Fig. 2a-c). In Area G the trawl survey LFDs are characterised by three main modes, occurring at about 120, 220 and 320 mm TL in 1997 and around 120, 220 and 300 mm TL in 1998. The corresponding LFDs from commercial catches show only two main modes, at about 12 and 18 cm TL in 1997, and at 120 and 280 mm in 1998. The comparison between the commercial catches and the corresponding landings suggests that only the smallest individuals of the 1+ group (around 140 mm of modal TL) (Fiorentino *et al.*, 2000) are discarded in the more exploited area. On the other hand, the whole 0+/1 group (100-120 mm of modal TL) is discarded in the less exploited area. The landings in this area appear to be poli-modal, with the first mode between 160 (1998) and 180 (1997) mm and the second one between 260 (1997) and 280 (1998) mm. A third mode, at about 320 mm TL, is evident only in 1998.





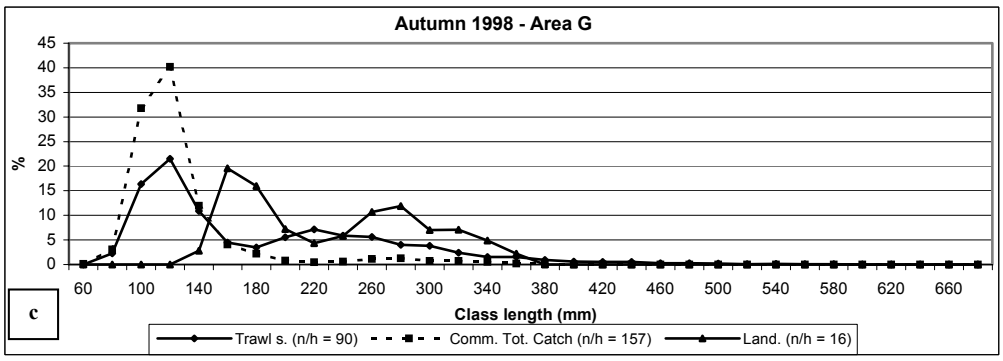


Fig. 2a-c - Percentage length frequency distribution of sample collected in 1 hour trawling.
Frequenza di lunghezza percentuale per campioni raccolti in 1 ora di strascico.

Conclusions

The findings of examined cases suggest that:

- The LFDs derived from the trawl survey, exploring randomly an area larger than that of the commercial fleet, appear flatter and positively skewed (due to a major presence

of larger individuals) than those from the commercial vessels, trawling on fishing grounds where hake is more densely concentrated;
- The discard of juvenile specimens can greatly vary between the two areas, resulting more abundant in the less exploited one, where the crews can select and commercialise the larger specimens and reject outboard the smaller ones.
- Any assessment of the status of the population based on biological samples of commercial catch, which do not include the discarded fraction, might produce an optimistic and biased evaluation of the exploitation state of the resource.

Furthermore, the different patterns of LFDs, obtained by both data sources (trawl surveys and landed plus discarded) in the two areas**,** calls for a careful approach in reconstructing the size composition of the commercial catch from the trawl surveys length structures. This is particularly critical when fishing pattern changes in time and in space due to the use of different fishing strategies or gears.

References

ANONYMOUS (2000) – Analysis of trawls' discard operation in the central and eastern Mediterranean sea. *Commission of the European Communities, Contract N° 97/0044 DG XIV. Final Report, October 2000*: 1-61.

FIORENTINI L., CADDY J.F., DE LEIVA J.I. (1997) – Long-and short-term trends of Mediterranean fishery resources. *FAO Studies and Reviews. General Fishery Council for the Mediterranean, Rome,* **69**: 72 pp.

LEVI D., RAGONESE S., ANDREOLI M. G., NORRITO G., RIZZO P., GIUSTO G. B., GANCITANO S., SINACORI G., BONO G., GAROFALO G., CANNIZZARO L. (1998) - Sintesi delle ricerche sulle risorse demersali dello Stretto di Sicilia (Mediterraneo Centrale) negli anni 1985-1997 svolte nell'ambito della legge 41/82. *Biol. Mar. Medit*., **5** (3): 130-139.

FIORENTINO F., GANCITANO S., RAGONESE S., RIZZO P., LEVI D. (2000) - How does the Mediterranean hake grow? Do the available von Bertalanffy parameters describe growth of *Merluccius merluccius* adequately? *Working Group on Demersals of Sub-Committee on Stock Assessment of the Scientific Advisory Committee of GFCM. Sète, France, 21-23 March, 2000*. ED/P/FF-SG-SR-PR-DL/2/0300/REL.: 18 pp.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 763-765

A. Libertini, P. Franzoi*, P. Torricelli*

Istituto di Biologia del Mare, CNR, Castello 1364/A - 30122 Venezia, Italia.
* Dip. Di Scienze Ambientali, Venezia, Italia.

CONTENUTO NUCLEARE DI DNA TOTALE ED IN BASI ADENINA-TIMINA IN TRE SPECIE DEL GENERE *SYNGNATHUS* (TELEOSTEI, SYNGNATHIDAE)

GENOME SIZE AND AT-DNA NUCLEAR CONTENT IN THREE SPECIES OF THE GENUS SYNGNATHUS *(TELEOSTEI, SYNGNATHIDAE)*

Abstract

The genome size (GS) and the percentage of Adenine-Thymine base pair DNA in the genome (%AT) were determined in three pipefishes (Teleostei, Syngnathidae). Diploid (2C) GS and %AT values in Syngnathus typhle *(1.01 pg and 53%, respectively) are statistically different from the values found in* S. abaster *(0.97 pg and 57%) and* S. taenionotus *(0.95 pg and 58%).*

Key-words*: Syngnathidae, Lagoon of Venice, flow cytometry, nuclear DNA content.*

Introduzione

La conoscenza sulla citogenetica dei pesci Singnatidi è abbastanza limitata: si hanno, infatti, dati per sei specie mediterranee, appartenenti a 3 diversi generi (Vitturi e Catalano, 1988; Campolmi *et al*., 1996; Vitturi *et al*., 1998). Recentemente è iniziata una nuova serie di indagini volte ad ampliare il numero di dati cariologici disponibili, nell'intento di delineare alcune delle principali tappe dell'evoluzione cariotipica di questo taxon. Nel presente lavoro sono riportati i risultati della determinazione, tramite citofluorimetria a flusso, del contenuto nucleare di DNA (GS) e della percentuale (%AT) di DNA genomico costituito dai nucleotidi della coppia di basi azotate Adenina e Timina (AT-DNA) in tre specie appartenenti al genere *Syngnathus*: *S. abaster* Risso 1827, *S. typhle* Linnaeus 1758 e *S. taenionotus* Canestrini 1871. Mentre *S. taenionotus* risulta cariologicamente inesplorato, per le altre due specie la morfologia del cariotipo ed il GS erano già stati studiati in un precedente lavoro (Vitturi *et al*., 1998) utilizzando, per l'analisi citofluorimetrica del DNA nucleare, un metodo di conservazione e preparazione dei campioni diverso da quello qui impiegato.

Materiali e metodi

Per eseguire il presente studio sono stati utilizzati almeno 20 individui per ciascuna delle tre specie di pesce-ago considerate (*Syngnathus abaster, S. typhle* e *S. taenionotus*), pescati nella Laguna di Venezia.

Le quantità di DNA (GS e AT-DNA) sono state valutate tramite citofluorimetria a flusso su campioni di sangue, congelati secondo il metodo di Gold *et al*. (1991) e prelevati da animali vivi ed anestetizzati. Ad ogni campione di sangue da analizzare è stato aggiunto un adeguato quantitativo di eritrociti di pollo (GS = 2.5 pg e AT-DNA = 1.39 pg) come standard interno di riferimento. Le colorazioni con Ioduro di Propidio (previa digestione dell'RNA con RNAasi) e DAPI sono state rispettivamente impiegate come specifiche per il DNA totale e l'AT-DNA. Le analisi sono state effettuate con un cito-

metro a flusso dotato di lampada allo Xenon-Mercurio (BRYTE HS della Bio-Rad Laboratories Inc.). Per ogni campione di cellule, l'istogramma di fluorescenza fornito dallo strumento è stato rielaborato con un software dedicato ("Modfit" della Verity Software House, Inc.) per rilevare, per i due tipi cellulari, la posizione del picco 2n, il coefficiente di variazione e il "DNA index" (pesce ago/pollo).

Per determinare i valori di GS e AT-DNA di ciascun pesce ago è stato moltiplicato il "DNA index" per i valori di GS e AT-DNA del riferimento interno. La media dei valori individuali è stata attribuita alla specie. La percentuale di AT-DNA (%AT) nel genoma è stata calcolata come la media del rapporto percentuale tra AT-DNA e GS di ciascun campione esaminato. Le medie dei tre parametri sono state confrontate tra le tre specie tramite *t*-test a due code ($p < 0.05$).

Risultati

L'analisi dei campioni di sangue al citofluorimetro a flusso ha fornito istogrammi di fluorescenza chiaramente interpretabili con picchi 2n del pesce e del riferimento caratterizzati da CV bassi, sempre inferiori al 5%.

La tabella 1 riporta i valori medi diploidi (2C) di GS e AT-DNA, la %AT nelle tre specie di *Syngnathus* e il risultato del confronto tra le medie per i parametri considerati ($p < 0.05$).

Tab. 1 - Valori medi (± 1*deviazione standard) del contenuto nucleare di DNA totale (GS) e di AT-DNA e percentuale di AT-DNA nel genoma (%AT), in tre specie del genere *Syngnathus*. Per ogni variabile, la media che è risultata differire significativamente dalle altre ($p < 0.05$) ha un diverso esponente.

*Mean values (± 1*standard deviation) of genome size (GS), AT-DNA and AT-DNA percentage (%AT) in three species of the genus Syngnathus. For each variable, the mean value significantly different from the other ones (p<0.05) shares a distinct superscript letter.*

Variabile	*S. taenionotus*	*S. abaster*	*S. typhle*
(2C) GS(pg)	0.95 ± 0.007^{a}	0.97 ± 0.040^{a}	1.01 ± 0.022^{b}
(2C) AT-DNA (pg)	0.54 ± 0.009^{a}	0.57 ± 0.005^{b}	0.55 ± 0.009^{a}
%AT	57.04 ± 0.867^{a}	58.00 ± 2.307^{a}	53.59 ± 1.746^{b}

Conclusioni

I valori medi di GS riportati per *S. abaster* e *S. typhle* nel presente (0.97 e 1.01 pg, rispettivamente) e nel precedente lavoro (0.98 e 1.09 pg) (Vitturi *et al*., 1998) sono del medesimo ordine di grandezza.

Se confrontati con dati analoghi disponibili in letteratura per altri Teleostei in generale, i tre singnatidi qui studiati hanno valori di GS molto bassi (Klinkhardt *et al*., 1995) e di %AT nella media (Hudson, 1980; Karel e Gold, 1987). Le tre specie di *Syngnathus* studiate nel presente lavoro sono caratterizzate dalla medesima formula cariotipica: 44 cromosomi a centromero terminale (Vitturi *et al*., 1998; Libertini, dati non pubblicati). Tuttavia, mentre *S. abaster* e *S. taenionotus* hanno anche GS e %AT simili essi si differenziano abbastanza nettamente, in base a tali parametri, da *S. typhle*. Pertanto, il risultato di tale confronto concorderebbe con l'analisi sistematica basata sui

caratteri morfologici classici: alcuni autori, infatti, collocano *S. typhle* in un diverso genere (*Siphonostoma*) (Bini, 1970).

Nei taxa caratterizzati da una sostanziale omogeneità della morfologia del cariotipo convenzionale, come nel caso del genere *Syngnathus*, diventa indispensabile utilizzare altri parametri citogenetici, quali i pattern di bandeggio cromosomico o i dati relativi al contenuto di DNA nucleare, per poterne delineare le tappe dell'evoluzione cariotipica e i rapporti sistematici tra specie. In tale considerazione si trova il motivo della ripresa, da parte del nostro gruppo, delle ricerche sulla citogenetica dei singnatidi.

Bibliografia

BINI G. (1970) - *Atlante dei pesci delle coste italiane*. Mondo Sommerso, Roma, **3**: 236 pp.

CAMPOLMI M., VITTURI R., LIBERTINI A., MAZZOLA A. (1996) - Cariotipo di due specie mediterranee congeneri della famiglia dei Signatidi: *Syngnathus acus* e *S. typhle*. *Biol. Mar. Medit*., **3**: 631-632.

GOLD J.R., RAGLAND C.J., BIRKNER M.C., GARRETT G.P. (1991) - A simple procedure for long-term storage and preparation of fish cells for DNA content analysis using flow cytometry. *The Progressive Fish-Culturist*, **53**: 108-110.

HUDSON P., CUNY G., CORTADAS J., HASCHEMEYER A.E.V., BERNARDI G. (1980) - An analysis of fish genomes by density gradient centrifugation. *Eur. J. Biochem*., **112**: 203-210.

KLINKHARDT M., TESCHE M., GREVEN H. (1995) - *Database of Fish Chromosomes*. Westharp Wissenschaften. Magdeburg, Germany: 244 pp.

KAREL W.J., GOLD J.R. (1987) - A thermal denaturation study of genomic DNAs from North American minnows (Cyprinidae: Teleostei). *Genetica*, **74**: 181-187.

VITTURI R., CATALANO E. (1988) - Karyotypes in two species of the genus *Hippocampus* (Pisces: Syngnatiformes). *Mar. Biol.*, **99**: 119-121.

VITTURI R., LIBERTINI A., CAMPOLMI M., CALDERAZZO F., MAZZOLA A. (1998) - Conventional karyotype, nucleolar organizer regions and genome size in five mediterranean species of Syngnathidae (Pisces, Syngnatiformes). *J. Fish Biol*., **52**: 677-687.

Lavoro finanziato dal "CO.RI.LA" nell'ambito del progetto "Biodiversità nella Laguna di Venezia".

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 766-769

A. Mannini, M. Rossi, G. Relini

Laboratori di Biologia Marina ed Ecologia Animale,
Dip.Te.Ris., Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse,
Università di Genova, Via Balbi, 5 - 16126 Genova, Italia.

ANALISI MULTISPECIFICA DELLE RISORSE DEMERSALI PESCATE IN MAR LIGURE: ASSOCIAZIONI DI SPECIE

MULTISPECIFIC ANALYSIS OF THE DEMERSAL RESOURCES CAUGHT IN THE LIGURIAN SEA: SPECIES ASSEMBLAGES

Abstract

The present work is based on a dataset of biomass indexes (kg/km^2) obtained from national trawl surveys carried out in the Ligurian Sea between 1996 and 1998. The aim is to provide a preliminary analysis on the demersal assemblages in terms of species composition and their bathymetric distribution. Cluster analysis results pointed out a clear separation between shelf and slope assemblage and allowed the identification of three main assemblages both on the shelf and on the slope.

Key-words**:** *species assemblages, demersal resource, trawl surveys, Ligurian Sea.*

Introduzione

Uno dei principali problemi nella valutazione e nella gestione delle risorse demersali è rappresentato dalla multispecificità che caratterizza le catture con la rete a strascico nel Mediterraneo. A fianco dei metodi tradizionali di "stock assessment" nuovi approcci multispecifici stanno assumendo una rilevanza sempre maggiore. L'unità fondamentale di questo tipo di analisi è la struttura della comunità e le sue variazioni spazio-temporali; associazioni di specie costanti nel tempo e nello spazio sono da considerare come unità gestionali (Mahon *et al*., 1998; Rogers *et al*., 1999).

Prendendo spunto dagli studi faunistici e biocenotici svolti negli scorsi anni sulle comunità dei fondi strascicabili del Mar Ligure centro orientale (Relini *et al*., 1986), questo lavoro si pone l'obbiettivo di individuare le principali associazioni presenti sui fondi sfruttati dallo strascico che possono rivestire un interesse per la futura gestione delle risorse da pesca.

Materiali e metodi

I gruppi sono stati individuati utilizzando l'analisi multivariata ed in particolare la cluster analysis. Sono stati utilizzati i dati di biomassa (kg/km^2) per le diverse specie ottenuti per cala durante le campagne nazionali a strascico (Gru.N.D.) condotte durante la stagione autunnale nel triennio 1996-98 in Mar Ligure seguendo uno schema di campionamento stratificato casuale (Relini, 1998).

I dati sono stati trasformati in "radice di radice" e la similarità tra le stazioni è stata misurata mediante l'indice di Bray-Curtis, impiegando come soglia di similarità il 50%. Nei casi di sovrapposizione dei range batimetrici si è deciso di accorpare i gruppi. Le specie caratterizzanti tali raggruppamenti sono state determinate mediante l'uso del programma SIMPER (Similariry Percentage Analysis) presente nel pacchetto PRIMER. Sono state considerate soltanto le specie con un rapporto SIM/SD superiore a 4. Una descrizione completa della SIMPER analisi è fornita da Clarke (1993).

Tab. 1 - Associazioni di specie ottenute. Con * sono indicate le specie non commerciali.
*Species association. With * are indicated non commercial species.*

PIATTAFORMA		
20-50 m	**50-100 m**	**100-150 m**
Arnoglossus laterna	*Arnoglossus laterna*	*Argentina sphyraena*
Boops boops	*Aspitrigla cuculus*	*Aspitrigla cuculus*
Conger conger	*Astropecten irregularis**	*Eledone cirrhosa*
Diplodus annularis	*Boops boops*	*Lepidorhombus bosci*
Eledone moschata	*Conger conger*	*Lepidotrigla cavillone**
*Holothuria tubulosa**	*Eledone cirrhosa*	*Macrorhamphosus scolopax**
Loligo vulgaris	*Illex coindetii*	*Merluccius merluccius*
Mullus barbatus	*Lepidotrigla cavillone**	*Octopus vulgaris*
Mullus surmuletus	*Lesuerigobius friesi**	*Scaeurgus unicirrhus*
Octopus vulgaris	*Macrorhamphosus scolopax**	*Sepia orbignyana*
Pagellus acarne	*Merluccius merluccius*	
Pagellus erythrinus	*Mullus barbatus*	
Scorpaena notata	*Octopus vulgaris*	
Serranus cabrilla	*Ophiura ophiura**	
Serranus hepatus	*Scaeurgus unicirrhus*	
Spicara flexuosa	*Sepia elegans*	
Trachinus draco	*Sepia orbignyana*	
Trigla lucerna	*Serranus hepatus*	
Uranoscopus scaber	*Spicara flexuosa*	
	Spicara smaris	

SCARPATA		
290-420 m	**440-580 m**	**540-690 m**
Argentina sphyraena	*Bathypolypus sponsalis**	*Antonogadus megalokynodon**
Chlorophthalmus agassizii	*Conger conger*	*Aristeus antennatus*
Eledone cirrhosa	*Etmopterus spinax**	*Bathypolypus sponsalis**
*Gadiculus argenteus**	*Galeus melastomus**	*Etmopterus spinax**
*Galeus melastomus**	*Helicolenus dactylopterus*	*Galeus melastomus**
Helicolenus dactylopterus	*Hymenocephalus italicus**	*Geryon longipes*
Illex coindetii	*Lepidorhombus bosci*	*Hymenocephalus italicus**
Lepidopus caudatus	*Merluccius merluccius*	*Lampanyctus crocodilus**
Lepidorhombus bosci	*Micromesistius poutassou*	*Lepidorhombus bosci*
Merluccius merluccius	*Nephrops norvegicus*	*Nezumia aequalis**
Micromesistius poutassou	*Nezumia aequalis**	*Phycis blennoides*
Nephrops norvegicus	*Phycis blennoides*	*Plesionika acanthonotus*
*Octopus salutii**	*Plesionika martia*	*Plesionika martia*
Phycis blennoides	*Pteroctopus tetracirrhus**	*Poliches thyphlops**
Plesionika heterocarpus	*Sepietta oweniana*	
*Pteroctopus tetracirrhus**		
Sepietta oweniana		
Todaropsis eblanae		

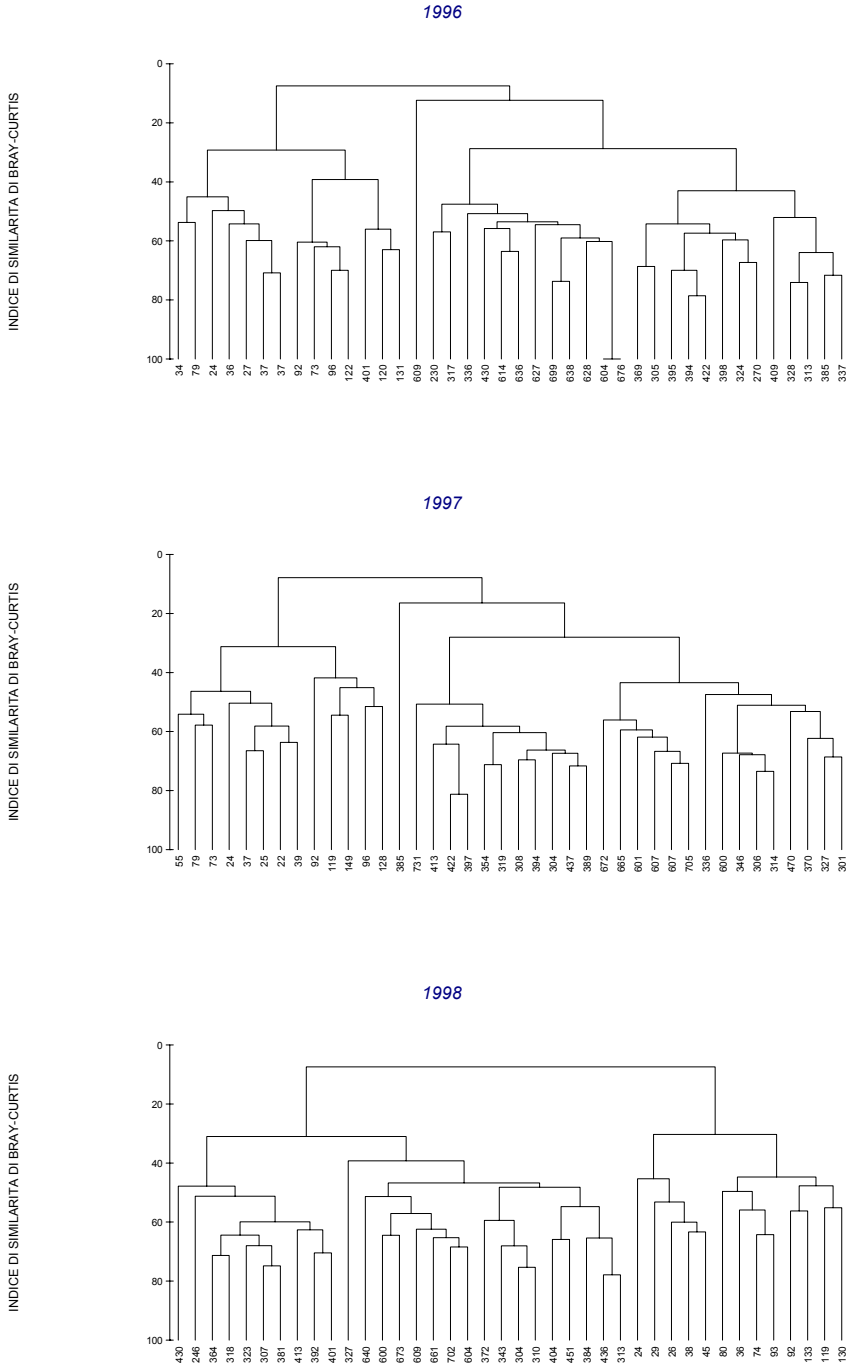


Fig. 1 - Dendrogrammi ottenuti dall'analisi delle biomasse (Kg/Km^2).
Dendrograms obtained for biomass index analysis.

Risultati e conclusioni

I dendrogrammi ottenuti utilizzando l'indice di similarità di Bray-Curtis, hanno consentito innanzitutto di individuare una netta separazione tra le cale effettuate sulla piattaforma continentale (0-200 m) e quelle sulla scarpata (200-800 m) (Fig. 1). Inoltre, sono stati identificati tre raggruppamenti principali di specie sulla scarpata e tre sulla piattaforma (Tab. 1). È interessante sottolineare come alcune specie caratterizzino più livelli: ad esempio *E. cirrhosa* è presente sia in gruppi di piattaforma (50-100 e 100-150 m) che di scarpata (290-420 m). In tale senso *Merluccius merluccius* rappresenta la specie maggiormente diffusa, e che riveste un ruolo importante sia in due gruppi di piattaforma (50-100 e 100-150 m) che in due di scarpata (290-420 m e 440-580 m). Il ruolo dei selaci nella caratterizzazione delle associazioni di piattaforma risulta trascurabile, mentre la presenza di *G. melastomus* caratterizza tutte le associazioni di scarpata.

L'analisi conferma la progressiva trasformazione sui fondi di scarpata della fauna rilevabile nell'epibatiale con quella del mesobatiale (il limite batimetrico di rottura si trova circa a 450 m di profondità). Ad esempio a *Nephrops norvegicus* dell'epibatiale si sostituisce nel mesobatiale il *Geryon longipes*, a *Pteroctopus tetracirrhus* si sostituisce *Bathypolipus sponsalis*, *Plesionika heterocarpus* è sostituita da *P. acanthonotus* e *P. martia* (Relini *et al*., 1986).

Un passo successivo nello studio di queste associazioni riguarderà le eventuali differenze geografiche nelle associazioni, separando le cale effettuate nella Riviera di Ponente con quelle effetuate in quella di Levante. Possibili variazioni nelle relative abbondanze delle specie che caratterizzano tali associazioni possono essere collegate a variazioni nella pressione di pesca esercitata su queste comunità (ad esempio gli Elasmobranchi sono particolarmente vulnerabili ad incrementi eccessivi nella mortalità da pesca a causa della loro bassa fecondità ed elevata età e lunghezza di prima maturità) o anche a variazioni nei parametri ambientali che caratterizzano l'habitat di queste specie, fornendo quindi una lettura dei dati anche in chiave di gestione.

Bibliografia

CLARKE K.R. (1993) – Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aus. J. Ecol*., **18**: 117-143.

MAHON R., BROWN S.K., ZWANENBURG K.C.T., ATKINSON D.B., BUJA K.R., CAFLIN L., HOWELL G.D., MONACO M.E., O'BOYLE R.N., SINCLAIR M. (1998) – Assemblages and biogeography of demersal fishes of the east coast of North America. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*., **55**: 1704-1738.

RELINI G., PEIRANO A., TUNESI L. (1986) – Osservazioni sulle comunità dei fondi strascicabili del Mar Ligure Centro-Orientale. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova,* **52** (Suppl.): 139-161.

RELINI G. (1998) – Valutazione delle risorse demersali. *Biol. Mar. Medit*., **5** (3): 3-19.

ROGERS S.I., MAXWELL D., RIJNSDORP A.D., DAMM U., VANHEE W. (1999) – Fishing effects in northeast Atlantic shelf seas: patterns in fishing effort, diversity and community structure. Can comparisons of species diversity be used to assess human impacts on demersal fish faunas? *Fish. Re*s., **40**: 135-152.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 770-773

M. Mura, A. Cau

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università di Cagliari,
Viale Poetto, 1 – 09126 Cagliari, Italia.

BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DI *PAGURUS EXCAVATUS* (HERBST, 1791) (CRUSTACEA; PAGURIDAE) NEL CANALE DI SARDEGNA

REPRODUCTIVE PATTERNS IN THE HERMIT CRAB PAGURUS EXCAVATUS *(HERBST, 1791) (CRUSTACEA, PAGURIDAE)IN THE SARDINIAN CHANNEL*

Abstract

We report some aspects of the biology of Pagurus excavatus *(Crustacea, Paguridae) in the population living off Southern Sardinia. Results relative to the size and reproductive period, and fecundity are discussed.*

Key-words*: reproduction, fecundity,* Pagurus excavatus*, Mediterranean Sea.*

Introduzione

L'anomuro *Pagurus excavatus* (=*alatus* Auct.) è diffuso nell'Atlantico orientale, dall'Islanda al Marocco, tra 54 m e 400 m di profondità e in Mediterraneo tra 15 m e 450 m di profondità (in Ingle, 1993). Nonostante l'ampia distribuzione le notizie che si hanno su questa specie sono circoscritte alla descrizione delle relazioni con differenti specie di attinie (Pax e Müller, 1962 - come *P. alatus*; Mainardi e Rossi, 1969; Geldiay e Kocatas, 1972 - come *P. alatus*; Ross, 1979 - come *P. alatus*; Doumenc *et al*., 1985 - come *P. alatus*; Chintiroglou *et al*., 1992), a osservazioni sul comportamento sessuale fatte in laboratorio (come *P. alatus* - Bastock, 1967; Hazlett, 1968), al periodo in cui sono presenti femmine ovigere e al diametro delle uova (Zariquiey Alvarez, 1968 - come *P. alatus*).

In questo lavoro sono riportate alcune osservazioni sugli aspetti della riproduzione (periodo riproduttivo, fecondità, taglie di prima maturità) e sulla struttura di una popolazione di *P. excavatus* presente in un'area a largo di Capo Spartivento (Sardegna meridionale).

Materiali e metodi

Gli esemplari esaminati sono stati raccolti mensilmente dal giugno del 1999 al maggio del 2000, su fondi strascicabili della Sardegna meridionale, tra 100 e 200 metri di profondità. È stata utilizzata una rete a strascico di tipo italiano fornita di coprisacco, con maglie di 20 mm d'apertura, e in totale sono stati esaminati 473 esemplari (249 maschi e 224 femmine). Gli individui, una volta catturati, sono stati subito conservati a bordo a -20°C e, successivamente, fissati in una soluzione di formaldeide in acqua di mare al 4%.

Per ogni individuo catturato è stato determinato il sesso, la lunghezza dello scudo (LS) e riscontrate le condizioni riproduttive come descritto da Mura *et al*. (2001). La determinazione del periodo riproduttivo è stata ottenuta in base all'osservazione della raccolta di individui sessualmente maturi. E' stata registrata, inoltre, la presenza di femmine ovigere e sono stati determinati tre stadi di sviluppo delle uova secondo quanto riportato da Campisi *et al*. (1998). La fecondità nelle femmine ovigere è stata

calcolata in base al numero di uova (stadio 2+3) mentre la relazione tra la lunghezza dello scudo e il numero degli embrioni, è stata espressa mediante regressione lineare dopo trasformazione logaritmica.

Risultati

I campionamenti effettuati hanno permesso di esaminare individui di *Pagurus excavatus* a partire da 3,9 mm fino ad un massimo di 11,1 mm di LS e, più precisamente, i maschi sono compresi tra 4,2 mm e 11,1 mm di LS e le femmine tra 3,9 mm e 10.1 mm di LS (Fig. 1).

Le distribuzioni di frequenza delle lunghezze (LS) dei maschi e delle femmine sono risultate significativamente diverse nei vari mesi dell'anno (test di Kolmogorov-

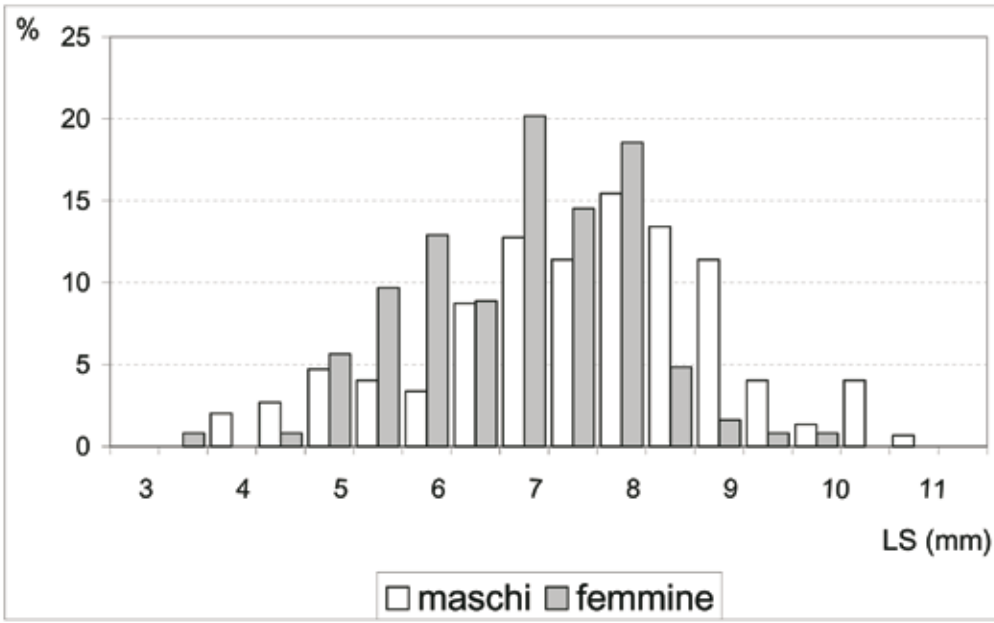


Fig. 1 - Distribuzione delle taglie di maschi e femmine di *P. excavatus*.
Size frequency distributions of male and female P. excavatus.

Smirnov, $p<0,01$): i maschi sono risultati più grandi delle femmine (LS medie: maschi $7,91\pm1,48$; femmine $7,22\pm1,12$; t-test, $p<0,01$).

In tutti i mesi dell'anno sono stati ritrovati maschi e femmine mature ma mentre la presenza dei maschi maturi è stata costante durante tutto il periodo di osservazioni, femmine mature sono state osservate con maggior frequenza in dicembre (33,6%) e in marzo (56,7%) (Fig. 2). La taglia minima riscontrata nei maschi maturi è stata di 5,4 mm di LS mentre femmine mature sono state rilevate a partire da 5,0 mm di LS.

Femmine ovigere sono state pescate tutto l'anno; la loro frequenza è aumenta nei mesi invernali fino ad un massimo del 83,4% all'inizio della primavera per poi dimi-

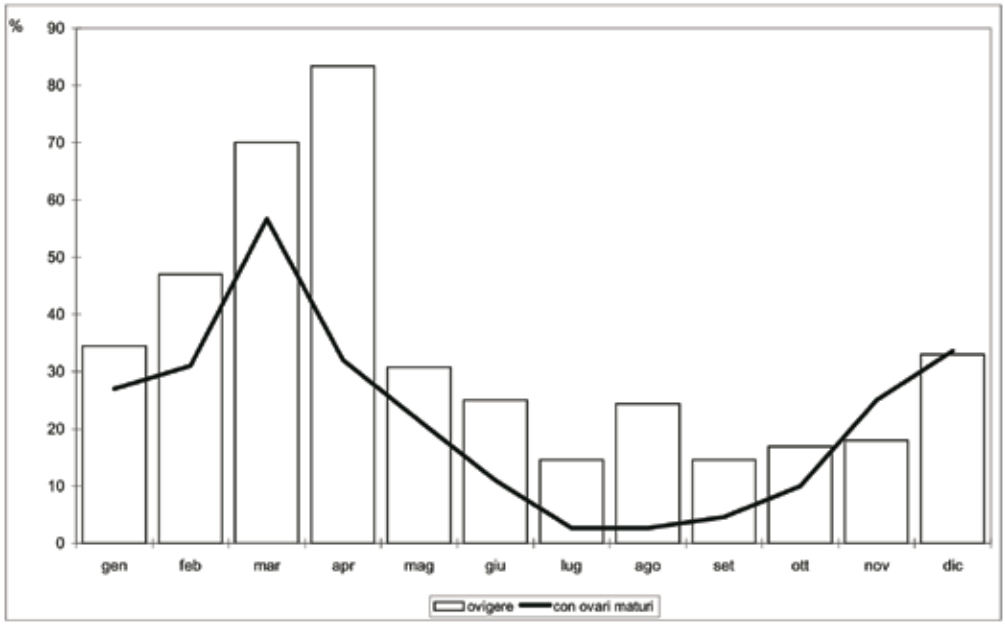


Fig. 2 - Evoluzione temporale delle frequenze di femmine, ovigere e con ovar maturi, di *P. excavatus*. *Monthly frequencies of ovigerous females and females with active gonads in the population of* P. excavatus.

nuire rapidamente nei mesi successivi (Fig. 2). Da maggio fino ad ottobre le femmine ovigere sono risultate rare. Il 23,4% delle femmine ovigere è stato osservato con ovari maturi soprattutto in gennaio e in febbraio.

La femmina ovigera più piccola, raccolta in gennaio, è risultata di 5,1 mm di LS; la LS media è stata di 7,6 ± 1,03 mm e le taglie medie mensili non sono risultate significativamente diverse.

Il numero più alto di uova, 3750, è stato riscontrato in una femmina, con uova allo stadio 2, raccolta in febbraio. La relazione tra numero di uova, allo stadio 2+3, e le LS delle femmine ovigere considerate, relative all'intero periodo di raccolta, è stata: log(numero di uova) = 1,395 log(LS) + 1,97 ($n = 79$; $r^2 = 0.615$; $p < 0.01$). Nonostante le taglie medie mensili delle femmine ovigere siano simili, il numero medio di uova per femmina, allo stadio 2+3, calcolato in febbraio è significativamente maggiore ($p < 0,01$) di quelli rilevati negli altri mesi; il numero medio mensile più basso è stato osservato in agosto.

Conclusioni

Pagurus excavatus è una specie in cui è possibile evidenziare un dimorfismo sessuale con i maschi significativamente più grandi delle femmine. Dall'analisi dei dati raccolti nel Canale di Sardegna è possibile rilevare come la strategia riproduttiva di *P. excavatus* sia molto diversa da quella di *P. alatus*, che è contraddistinta da un lungo periodo d'incubazione delle uova e dalla marcata sincronizzazione temporale del loro

sviluppo (Mura *et al*., 2001). Femmine ovigere di *P. excavatus* sono presenti, invece, tutto l'anno ma la loro incidenza mensile indica chiaramente l'esistenza di un ciclo riproduttivo stagionale. Sebbene pochi individui di *P. excavatus* di ciascun sesso siano stati pescati in alcuni periodi nella platea continentale a sud della Sardegna meridionale, i dati raccolti portano a concludere che il principale ciclo di maturazione ovarica abbia luogo nei mesi invernali e che i valori più alti della frequenza di femmine ovigere siano all'inizio della primavera, quando si ha anche il principale periodo di schiusa delle uova. Il rapido declino della presenza nei mesi estivi di femmine ovigere e di femmine con oociti maturi negli ovari, sono una conferma a queste ipotesi. Il numero di uova per femmina è risultato molto variabile anche se è possibile individuare un marcato trend positivo nella retta di regressione della relazione tra taglia e numero di uova che indica, chiaramente, come questo aumenti con la taglia. Dall'osservazione della presenza di femmine ovigere con ovari maturi prossimi all'emissione di uova, si può, inoltre, concludere che per alcune femmine siano probabili due deposizioni consecutive. Sebbene la taglia media delle femmine non differisca significativamente nei diversi mesi dell'anno, il numero medio mensile di uova, negli ultimi due stadi di sviluppo, decresce da febbraio ad agosto per poi aumentare successivamente con l'avanzare della stagione: questo potrebbe indicare l'emissione di un minor numero di uova nelle deposizioni successive.

Bibliografia

BASTOCK M. (1967) - Courtship: an ethological study. *Aldine,* Chicago: 220 pp.

CAMPISI S., MURA M., CAU A. (1998) – Biological aspects of *Plesionika antigai* (Zariquey Alvarez, 1955) (Crustacea: Decapoda: Pandalidae) in central-western Mediterranean. *J. nat. Hist.*, **32**: 1453-1462.

CHINTIROGLOU C., DOUMENC D., KOUTSOUBAS D. (1992) - Allométrie d'une nouvelle association entre le décapode anomoure *Pagurus excavatus* (Herbst, 1791) et l'actinie acontiaire *Sagartiogeton undatus* (Müller, 1788). *Crustaceana,* **62** (1): 1-11.

DOUMENC D., CHINTIROGLOU C., KOUKOURAS A. (1985) - Actinies de la Mer Egée: méthodes d'identification, zoogéographie. *Bull. Mus. natn. Hist. nat. Paris,* VII **4** (A) **3**: 497-529.

GELDIAY R., KOCATAS A. (1972) - Note préliminaire sur les peuplements benthiques du Golfe d'Izmir. *Sci. Monogr. Fac. Sci. Ege Univ. Izmir*, **12**: 1-34.

HAZLETT A.B. (1968) - The Sexual Behavior of some European Hermit Crabs. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli,* **36**: 238-252.

INGLE R.W. (1993) - Hermit crabs of the Northeastern Atlantic Ocean and the Mediterranean Sea. *Chapman & Hall identification guide*, **4**: 495 pp.

MAINARDI D., ROSSI A.C. (1969) - *Adamsia palliata* and *Calliactis parasitica* on the same *Pagurus excavatus* (first record), and the problem of *A. palliata* as obligatory partner of *P. prideauxi*. *Atti Soc. It. Nat. Mus. Civ. St. Nat. Milano*, **109**: 220-222.

MURA M., ORRÙ F., CAU A. (2001)- Biologia riproduttiva di *Pagurus alatus* (Fabricius, 1775) (Crustacea; Paguridae) nel Canale di Sardegna. *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 741-744.

PAX F., MÜLLER J. (1962) - Die Anthozoenfauna der Adria. *Fauna Flora Adriatica*, **3**: 1-343.

ROSS D.M. (1979) - "Stealing" of the symbiotic anemone, *Calliactis parasitica*, in intraspecific and interspecific encounters of three species of Mediterranean pagurids. *Can. J. Zool.*, **6**: 1181-1189.

ZARIQUIEY ÁLVAREZ R. (1968) – Crustáceos Decápodos Ibéricos. *Inv. Pesq*., **32**: 1-510.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 774-777

A. Pais, L.A. Chessa, S. Serra

Dipartimento di Scienze Zootecniche - Università di Sassari
Via E. De Nicola, 9 - 07100 Sassari, Italia.

CONTRIBUTO ALLA CONOSCENZA DELLA FAUNA ITTICA DELLO STAGNO DI CALICH (SARDEGNA NORD OCCIDENTALE)

CONTRIBUTION TO THE KNOWLEDGE OF FISH FAUNA OF THE CALICH LAGOON (NW SARDINIA)

Abstract

The ichthyofauna of the Calich lagoon (NW Sardinia) was investigated from March 1998 to February 1999. Several fishing techniques were employed to characterise the species and get biomass index of fish. Up to 42 species were identified, Diplodus annularis *resulting the most abundant in number. Despite some ecological problems, the lagoon shows an excellent potential for fisheries as well as for aquaculture purposes.*

Key-words**:** *fish, coastal lagoons, Sardinia.*

Introduzione

Lo stagno di Calich (Alghero) è un bacino d'acqua salmastra che in passato è stato oggetto di numerosi studi di carattere ambientale (Fatichenti *et al.*, 1978; Chessa, 1980; Chessa *et al.*, 1988, 1995). La conoscenza della composizione quali-quantitativa della fauna ittica, tuttavia, ha sempre rivestito un ruolo marginale nell'ambito di tali ricerche.

Questo contributo, effettuato in un contesto multidisciplinare finalizzato alla modernizzazione delle produzioni ittiche nel sito in questione, aveva lo scopo di fornire un prima base conoscitiva per il razionale sfruttamento delle risorse alieutiche presenti nel compendio.

Materiali e metodi

I prelievi, effettuati nel periodo compreso tra il marzo 1998 ed il febbraio 1999, sono stati condotti con cadenza mensile, avvalendosi degli attrezzi e delle tecniche di pesca abitualmente usati dalla cooperativa di pescatori che gestisce lo stagno. A tale scopo è stata adottata sia una metodologia di pesca vagantiva (dialettalmente conosciuta col termine di *bura*), utilizzando una rete a circuizione mista (tramaglio-monofilo), sia attrezzi da posta (2 barracuda e 2 bertovelli). Per la *bura* sono state effettuate 2 cale giornaliere nelle prime ore del mattino, mentre bertovelli e barracuda sono stati calati in acqua nelle ore serali e salpati il giorno successivo.

Parallelamente, sono stati raccolti campioni di pesce novello in due diversi periodi della giornata (sia al mattino che alla sera), con l'ausilio di una trattina di rete e di alcuni bertovelli con maglia da 1 mm.

Di tutti gli esemplari pescati è stata effettuata la determinazione tassonomica (sul fresco per gli adulti e previa fissazione in formalina al 5% per il novellame) e sono state rilevate le misure di peso e di lunghezza (dati non riportati).

Risultati

Globalmente sono state identificate 42 specie di Teleostei appartenenti a 23 famiglie (Tab. 1). Per quanto concerne gli esemplari adulti e quelli già completamente reclutati (AR), ne sono stati catturati 11.154 (35 specie, 20 famiglie), per un ammontare ponderale complessivo di circa 1.000 kg.

Tab. 1 - Lista delle specie pescate (AR = adulti e già reclutati; N = novellame).
List of collected species (AR = adults and already recruited; N = fry).

FAMIGLIA	SPECIE	STADIO
Clupeidae	*Alosa fallax* (Lacepède, 1803)	N
	Sardina pilchardus (Walbaum, 1792)	AR-N
Engraulidae	*Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758)	AR-N
Anguillidae	*Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758)	AR-N
Congridae	*Conger conger* (Linnaeus, 1758)	AR
Cyprinodontidae	*Aphanius fasciatus* Nardo, 1827	AR-N
Poeciliidae	*Gambusia affinis holbrooki* Girard, 1859	AR-N
Syngnathidae	*Syngnathus abaster* Risso, 1826	N
	Syngnathus typhle Linnaeus, 1758	N
Moronidae	*Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758)	AR-N
Pomatomidae	*Pomatomus saltator* (Linnaeus, 1766)	AR
Carangidae	*Lichia amia* (Linnaeus, 1758)	AR
	Seriola dumerili (Risso, 1810)	AR
	Trachinotus ovatus (Linnaeus, 1758)	AR
	Trachurus trachurus (Linnaeus, 1758)	AR
Sciaenidae	*Sciaena umbra* Linnaeus, 1758	AR
Mullidae	*Mullus barbatus* Linnaeus, 1758	AR-N
	Mullus surmuletus Linnaeus, 1758	AR-N
Sparidae	*Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758)	AR-N
	Diplodus puntazzo (Cetti, 1777)	AR-N
	Diplodus sargus (Linnaeus, 1758)	AR-N
	Diplodus vulgaris (E. Geoffrey Saint-Hilaire, 1817)	AR-N
	Lithognathus mormyrus (Linnaeus, 1758)	AR
	Pagellus acarne (Risso, 1826)	AR
	Sarpa salpa (Linnaeus, 1758)	AR-N
	Sparus aurata Linnaeus, 1758	AR-N
Labridae	*Symphodus tinca* (Linnaeus, 1758)	AR
	Symphodus sp.	N
Scombridae	*Scomber scombrus* Linnaeus, 1758	AR
Gobiidae	*Gobius niger* Linnaeus, 1758	AR-N
	Pomatoschistus marmoratus (Risso, 1810)	AR-N
Blenniidae	*Lipophrys pavo* (Risso, 1810)	AR-N
Sphyraenidae	*Sphyraena sphyraena* (Linnaeus, 1758)	AR
Mugilidae	*Chelon labrosus* (Risso, 1826)	AR-N
	Liza aurata (Risso, 1810)	AR-N
	Liza ramada (Risso, 1826)	AR-N
	Liza saliens (Risso, 1810)	AR-N
	Mugil cephalus Linnaeus, 1758	AR-N
Atherinidae	*Atherina (Hepsetia) boyeri* Risso, 1810	AR-N
Scorpaenidae	*Scorpaena porcus* Linnaeus, 1758	AR-N
Triglidae	n.c.	AR
Soleidae	*Solea vulgaris* Quensel, 1806	AR

Diplodus annularis è la specie che ha prevalso dal punto di vista del numero degli individui (3.186), mentre *Liza ramada* e *Sarpa salpa* sono state quelle più abbondanti in termini di biomassa (330 e 197 kg rispettivamente) (Fig. 1).

Le raccolte di novellame (N) hanno consentito di compilare una lista di 28 specie appartenenti a 14 famiglie, con una netta prevalenza dei Mugilidi (42,8% del totale) e, tra essi, di *Liza aurata*. Sono state inoltre effettuate abbondanti catture accessorie composte in larga misura da *Atherina boyeri*, ma anche da *Gambusia affinis holbrooki*, *Gobius niger* e *Pomatoschistus marmoratus* (Fig. 2).

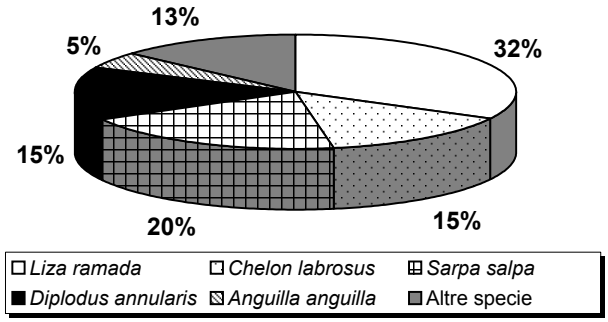


Fig. 1 - Ripartizione percentuale delle catture in peso degli esemplari adulti e già reclutati (AR).
Percent catches in weight composition of adults and already recruited specimens.

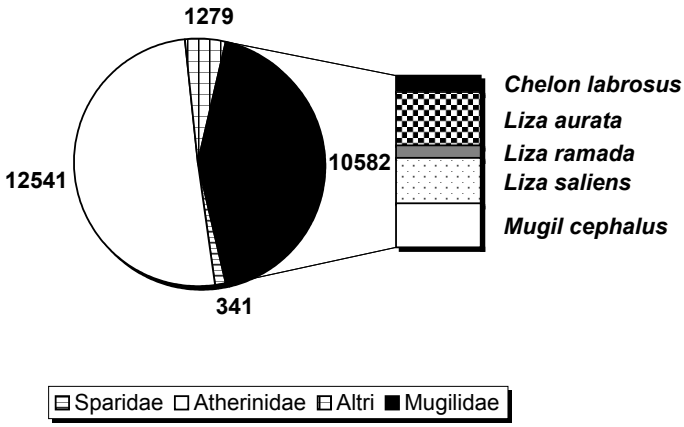


Fig. 2 - Ripartizione del numero di avannotti pescati.
Numerical composition of collected fry.

Conclusioni

Nonostante l'esistenza di alcune problematiche di carattere ambientale (scarsa vivificazione marina, eutrofizzazione primaverile), lo stagno di Calich mostra potenzialità produttive di rilievo sia per quanto concerne la composizione specifica sia per l'entità

delle biomasse pescabili (Chessa *et al*., 2001). L'imminente realizzazione di un lavoriero in prossimità della foce renderà possibile un'adeguata pianificazione dello sfruttamento delle risorse ittiche, consentendo altresì l'attivazione di pratiche di acquacoltura estensiva.

Ringraziamenti

Gli Autori ringraziano il P.A. Gesumino Spanu per la collaborazione prestata nel corso della ricerca.

Bibliografia

CHESSA L.A. (1980) - Alcune osservazioni sulla fauna della laguna di Calich e Casaraccio e dello stagno di Pilo (Sardegna): ipotesi di salvaguardia. *Boll. Soc. Sarda Sci. Nat.*, **19**: 129-139.

CHESSA L.A., CAPPUCCINELLI R., CASOLA E., LANERA P., LIGIOS L., MURA F., PAIS A., SCARDI M., SERRA S., PLASTINA N., VALIANTE L.M., VINCI D. (2001) - Valutazioni della produttività ittica dello stagno di Calich (Sardegna Nord occidentale). *Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 1-10.

CHESSA L.A., CASU S., DELITALA G.M., VACCA R.A., CORSO G., PALA M., LIGIOS S., PAIS A., TOLA S. (1988) - The Calich Lagoon (NW Sardinia): general ecological observation and fry migration. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.,* **31** (2): 63 pp.

CHESSA L.A., PAIS A., SCARDI M., SERRA S. (1995) - Prospettive per la valorizzazione produttiva dello stagno di Calich (Sardegna Nord-Occidentale). *Biol. Mar. Medit*., **2** (2): 43-48.

FATICHENTI F., DEIANA P., FARRIS G.A., ARRU A., CHESSA L.A., TORRE A. (1978). - Lo stagno di Calich. Rilievi preliminari sulla microflora delle acque e dei fanghi, sulla ittiofauna e sull'avifauna. *Boll. Soc. Sarda Sci. Nat.*, **17**: 110-114.

Lavoro eseguito con contributo MIUR 60%.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 778-780

B. Patti , S. Mazzola, A. Bonanno, A. Cuttitta, G. Basilone,
G. Buscaino[1], A. García[2], J. García Lafuente[3]

Istituto di ricerche sulle Risorse Marine e l'Ambiente, C.N.R., Via L. Vaccara, 61 - 91026
Mazara del Vallo, Trapani, Italy.
[1] Dip. Scienze Ambientali, Univ. Cà Foscari, Venezia, Italy.
[2] Instituto Español de Oceanografia, Fuengirola, Malaga, Spain.
[3] Dept. de Fisica Aplicada, Univ. de Malaga, Spain.

ON THE EUROPEAN ANCHOVY (*ENGRAULIS ENCRASICOLUS*) OFF THE SOUTHERN SICILIAN COASTS. FIRST RESULTS FROM AN INTERDISCIPLINARY RESEARCH STUDY

SULL'ACCIUGA EUROPEA (ENGRAULIS ENCRASICOLUS) *DELLA COSTA MERIDIONALE DELLA SICILIA. PRIMI RISULTATI DA UNO STUDIO INTERDISCIPLINARE*

Abstract

First results from an European study project on the Engraulis encrasicolus *(Osteichthyes, Clupeiformes) off the southern coasts of Sicily show the high variability of this resource and the correlations between oceanographic features and the spawning strategy of the population.*

Key-words*: anchovy, oceanography, Strait of Sicily, spawning.*

Introduction

The management of the marine biological resources is a central point in the framework of their sustainable exploitation. Fundamental tools for a management system are efficient methodologies able to evaluate the state of the renewable resources to be managed and to get comprehensive knowledge on them. Further research is needed to improve the evaluation procedures and to extent the knowledge on the coupling between physical and biological processes characterising the marine environment. In this context, the Strait of Sicily represents a excellent test site in order to identify and describe coupling phenomena between the main physical processes and biological renewable resources, as a consequence of the geographic limits of the study area and the suite of processes occurring in a rather limited geographic scale. It can be considered a natural laboratory for the study of the relationships between environmental factors variability and recorded fluctuations of the target resources. The present paper assembles the project goals and the main results of a study project (Mazzola *et al*., 1998) co-financed by the European Commission, DG XIV.

Material and methods

The general objective of the project was to study the distribution, biology and abundance of the European Anchovy (*Engraulis encrasicolus*) in the Strait of Sicily. Two different direct approaches were applied for the purposes of biomass estimation, namely the echo-integration method and the Daily Egg Production Method (DEPM). In addition, the main hydrological factors affecting the different anchovy early life stages were analysed, in order to get deeper knowledge on the underlying stock-environment relationship.

The project goals were accomplished by means of three oceanographic multidisciplinary surveys carried out during the anchovy peak spawning period. The first plankton and hydrological survey (ANSIC-0797) was carried out during July 19-August 8, 1997 on board the F/V Santa Anna; it covered the area from the northwestern Sicilian shelf and slope to the southern shelf which extends over Malta, and the surrounding Tunisian shelf/slope of Lampedusa island. This first survey defined the boundaries of the anchovy spawning grounds and permitted to get some environmental data related to the oceanographic regime of the study area together with samples used to study anchovy larval daily growth and condition. In 1998, two cruises (BANSIC-0698) were carried out simultaneously: a plankton, hydrological and the DEPM egg survey from June, 24th to July, 14th aboard the R/V "Urania" and an acoustic and the DEPM adult survey during June 11-30 on board the R/V "Salvatore Lo Bianco". These surveys permitted us to estimate the anchovy spawning biomass and to characterise the main environmental features that influence the distribution, abundance and survival of the

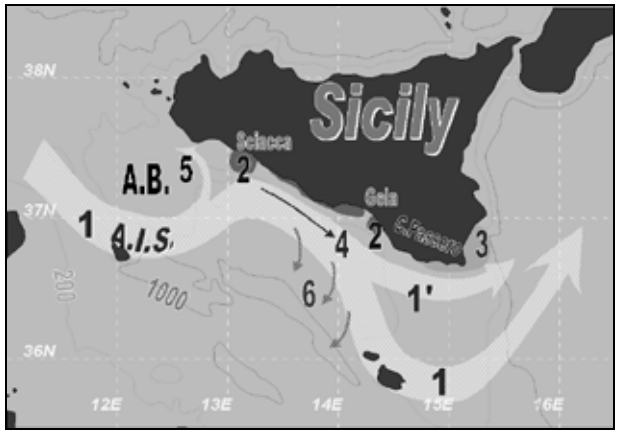


Fig. 1 - Schematic description of the main hydrological features of surface circulation in relation to the anchovy spawning strategy. The Atlantic water coming from the Western Mediterranean Basin forms the so-called Atlantic Ionian Stream (AIS) (1), which meanders in the Sicilian Channel following closely the bottom topography. Shoreward of the anticyclonic bending of the AIS are found the most favourable spawning grounds (2). Eggs and larvae would be advected downstream by the AIS (4) and eventually reach Cape Passero, where they may be trapped by the cyclonic circulation (3). When the AIS impinges the shore off Sciacca, a minor branch (5) circulates anticlockwise close to the cyclonic vortex that occupies the Adventure Bank (A.B.). Offshore transportation of eggs (6) would probably occur whenever the AIS flows following the path (1) (mortality?). The most favourable conditions for survival are met when the AIS flows along (1').

Descrizione schematica delle principali caratteristiche idrologiche della circolazione superficiale in relazione alla strategia di deposizione dell'acciuga. La corrente atlantica che proviene dal bacino occidentale forma la cosiddetta "Atlantic Ionian Stream" (AIS) (1), che serpeggia nel Canale di Sicilia seguendo da vicino la topografia del fondo. Più verso costa rispetto alla curvatura anticiclonica dell'AIS sono state trovate le zone più favorevoli per la deposizione (2). Le uova e le larve potrebbero essere condotte verso sud dall'AIS (4) ed eventualmente raggiungerebbero Capo Passero, dove potrebbero essere intrappolate dalla circolazione ciclonica (3). Quando l'AIS incontra la piattaforma fuori Sciacca, un braccio minore di questa corrente (5) circola in senso antiorario vicino al vortice ciclonico che occupa il Banco Avventura (A.B.). Il trasporto delle uova verso il largo (6) potrebbe avvenire ogni volta che l'AIS fluisce seguendo il percorso (1) (mortalità?). Le condizioni più favorevoli per la sopravvivenza delle larve si incontrano quando l'AIS fluisce lungo il percorso (1').

early life stages of anchovy. In addition, catch-effort fishery data collection and the biological sampling of anchovy were carried out at Sciacca, the most important anchovy base port in the study area.

Results and conclusions

Catch data revealed the socio-economic importance of anchovy and the high variability of landings: 400 and 1,292 t in 1997 and 1998, respectively. The spawning stock and the fishing effort is mainly concentrated along the mid-part of the southern Sicilian coastline, particularly on the narrower continental shelf region. This area is under the direct influence of the incoming Atlantic current, the Modified Atlantic Water, locally named Atlantic Ionian Stream (Robinson *et al*., 1999). The current describes two cyclonic gyres that favour upwelling at north-western and south-western ends of the study area (Fig. 1). Moreover, intense wind-driven upwelling events occurring near shore and their associated off-shore Ekman transport, along with the circulation pattern of surface waters, can build up an effective along-shore transport of eggs and larvae displacing them to the southernmost end of the island. Here, the second gyre can act as a retention mechanism facilitating the recruitment of larvae into nursery and growth areas in the coastal waters off Cape Passero. This transport is evidenced by the decreasing trend in the anchovy egg abundance from the Sciacca spawning ground towards the south, and the higher larval concentrations in the vicinity of Cape Passero. Thus, the anchovy spawning strategy seems to be closely linked to the physical processes described in the region (see the more detailed description given in Fig. 1). Another physical feature of the study area is the high temperature of the surface waters during the peak spawning period. This has important biological consequences, as shown by the higher rate of egg development and the higher daily growth rates observed in anchovy larvae in comparison to the NW Mediterranean anchovy. Metabolism is strongly temperature dependent. At higher temperatures, growth is enhanced by a more efficient and accelerated metabolism. This seems to be the case of anchovy larvae off the southern Sicilian coasts, as indirectly confirmed by the comparatively lower RNA/DNA ratios (nutritional condition) encountered. However, the oligotrophic nature of waters in the Strait of Sicily can cause match/mismatch phenomena. Namely, if larvae do not meet with the adequate feeding conditions, they can suffer losses due to starvation. Likewise, juveniles and adults can suffer of unfulfilled biological processes, reducing their reproductive potential. The high incidence of atresia, that is the reabsorption of the fertile gonads observed during the 1998 anchovy fishing season could be due to feeding limitations. With regards to the anchovy biomass abundance evaluation off the southern coast of Sicily, DEPM and acoustic method showed a quite good agreement. The acoustic anchovy biomass estimate, referred to the area covered by the DEPM survey (13,295 km^2), amounted to about 7,800 tons, that is approximately 20% higher than DEPM spawning biomass estimate (6,218 t). However, DEPM estimate was obtained by applying the mean value of spawning fraction of mature females calculated from all the DEPM Mediterranean anchovy evaluations ($\overline{S}=0.30$), because of the important underestimation of this parameter due to the extraordinary high incidence of atresic females in adult samples.

References

MAZZOLA S., GARCÍA A., GARCÍA LAFUENTE J. (1998) - Distribution, biology and biomass estimates of the Sicilian Channel Anchovy. DG XIV, *MED 96-052 Final Report*.

ROBINSON A.R., SELLSCHOPP J., WARN-VARNAS A., LESLIE W.G., LOZANO C.J., HALEY P.J.JR. (1999) - The Atlantic Ionian Stream. *J. Mar. Sys.*, **20**: 129-156.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 781-784

R. Bruno, A. Potoschi, A. Cefali, F. Minniti

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina,
Salita Sperone, 31 - 98166 S. Agata, Messina, Italia.

NOTE SULLA BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DI *NAUCRATES DUCTOR* (L., 1758) OSTEICHTHYES: CARANGIDAE

NOTES ON BIOLOGY REPRODUCTIVE OF NAUCRATES DUCTOR *(L., 1758) OSTEICHTHYES: CARANGIDAE*

Abstract

Aspects of reproductive biology of pilotfish Naucrates ductor *(Osteichthyes, Carangidae) in the Southern Tyrrhenian Sea were investigated. Morphological changes in the female and male gonads from July 1999 to January 2000 were examined. Maturing specimens occurred from August to January, mainly during the autumn. Only immature specimens was found in July.*

Key-words: Naucrates ductor*, Carangidae, reproduction, Tyrrhenian Sea.*

Introduzione

Le catture del Carangidae *Naucrates ductor* (Linnaeus, 1758), specie cosmopolita, lungo le coste italiane sono sempre occasionali (Bini, 1968). Nell'area del Basso Tirreno è pescato in discrete quantità dal mese di agosto fino a gennaio come by-catch della pesca alla lampuga (*Coryphaena hippurus*, L. 1758), (Potoschi *et al*., 1998). Le prime ricerche effettuate sulla biologia di questa specie risalgono a Lo Bianco (1909), Sanzo (1931) e Padoa (1956) che hanno studiato le uova e lo sviluppo larvale. Tra i lavori più recenti si ricordano: Relini *et al*. (1994), sulla distribuzione delle taglie nel mar Ligure; Reñones *et al*. (1998; 1999), sulla determinazione dell'età, accrescimento, riproduzione e nutrizione nell'area delle isole Baleari; Potoschi *et al*. (1998), sull'accrescimento e gli incrementi di crescita giornalieri dell'otolite; Pipitone *et al*. (2000), sul regime alimentare. Con questa nota si intende dare un ulteriore contributo alla conoscenza della biologia di questa specie, studiando il rapporto tra i sessi, le frequenze di taglia, la presenza temporale della specie nelle aree di pesca, il periodo riproduttivo e la taglia di prima maturità sessuale.

Materiali e metodi

Gli individui sui quali è stato condotto lo studio, provengono dalla pesca commerciale della lampuga praticata nel Tirreno meridionale e sono stati campionati nel periodo luglio 1999 gennaio 2000. Su 640 individui sono stati rilevati la lunghezza standard (cm), il peso totale e quello eviscerato (g). Inoltre, sono state prelevate le gonadi e determinato il sesso. Lo stadio di maturità delle gonadi è stato attribuito mediante una scala macroscopica che distingue tre condizioni differenti di maturazione: gonadi immature, in maturazione ed in fase intergenetica. Porzioni di tessuto gonadico fissate in Bouin, incluse in paraplast, sezionate (5 μm) e colorate con ematossilina-eosina, sono state utilizzate per l'indagine istologica.

Risultati

I maggiori rendimenti di pesca, nei mesi di ottobre e novembre, hanno permesso di avere la percentuale numerica più alta di campioni. La distribuzione mensile delle taglie mostra che nel mese di luglio sono stati campionati gli esemplari più piccoli (2 cm di LS) mentre nei mesi successivi fino a gennaio si è osservato un progressivo aumento delle taglie. Le dimensioni massime (30 cm) sono state osservate nel periodo novembre-gennaio (Fig. 1). Durante il periodo da agosto a gennaio il rapporto tra i sessi è risultato quasi di 1:1 (numero delle femmine sul totale degli individui sessuati pari a 0,46).

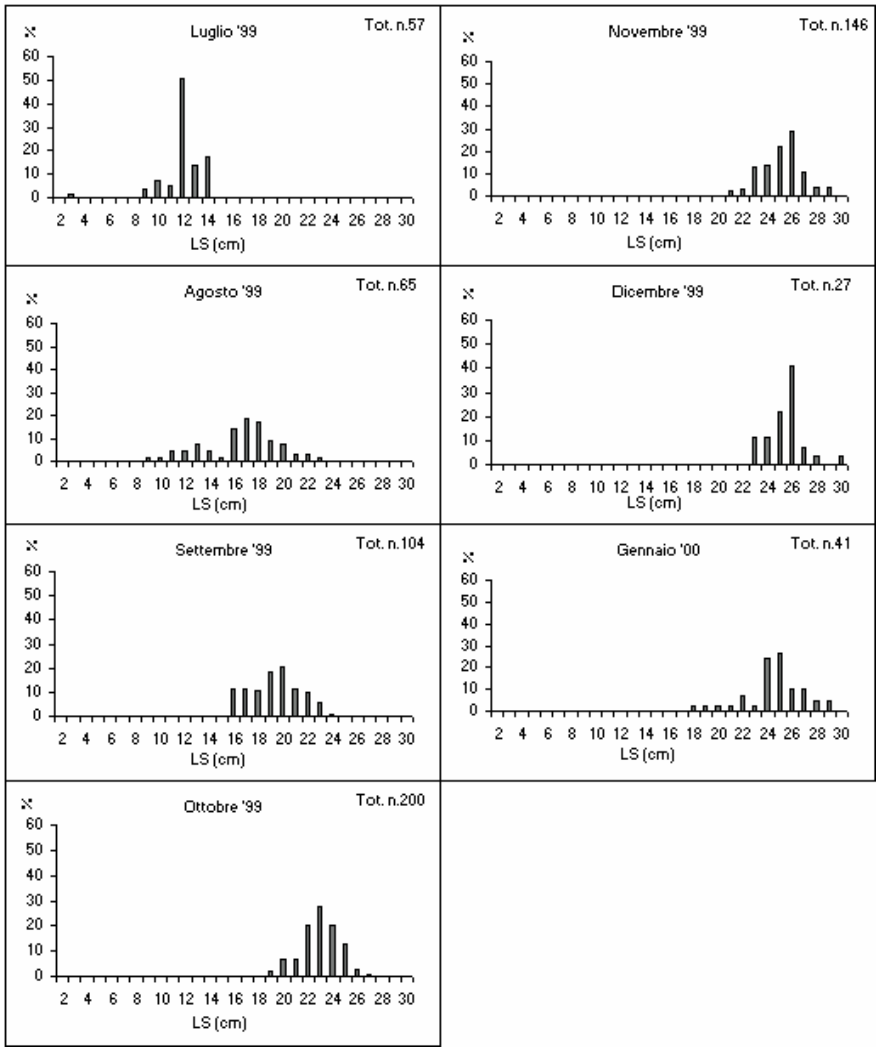


Fig. 1 - Distribuzioni lunghezze-frequenze (%) in *Naucrates ductor*.
Montly length frequency distribution (%) in Naucrates ductor.

Gonadi immature, sia maschili che femminili, sono state rinvenute nei mesi di luglio ed agosto, mentre gli altri due stadi sono stati osservati, anche se in proporzioni diverse, da agosto fino a gennaio (Figg. 2, 3). In particolare, si può notare che la maggior parte delle femmine in maturazione è presente nel mese di ottobre (75%), novembre (57%) e dicembre (68%). I maschi in maturazione nel mese di ottobre raggiungono l'80% mentre a novembre si riducono al 50%.

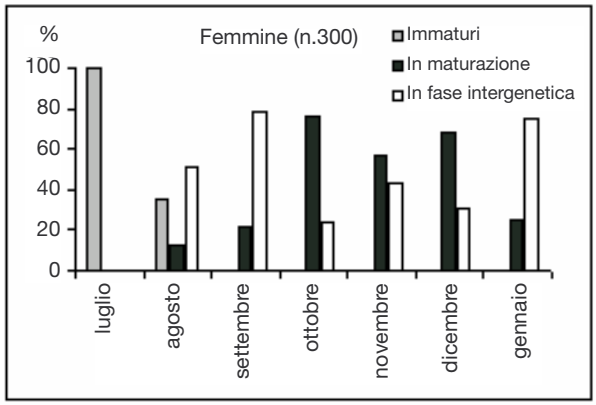


Fig. 2 - Frequenze percentuali degli stadi di maturità delle femmine di *Naucrates ductor*.
Percentage of maturity stages in females of Naucrates ductor.

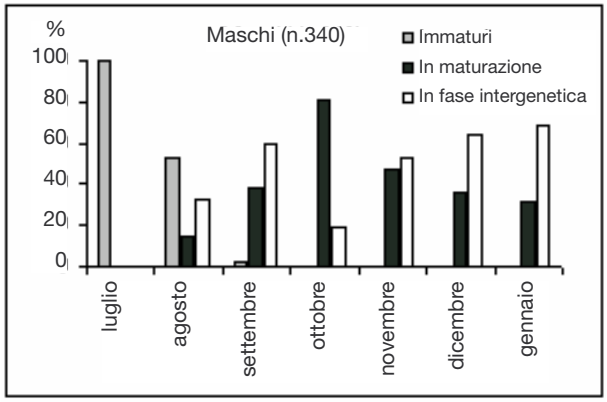


Fig. 3 - Frequenze percentuali degli stadi di maturità dei maschi di *Naucrates ductor*.
Percentage of maturity stages in males of Naucrates ductor.

L'esame istologico degli ovari ha evidenziato ovociti in differenti stadi di sviluppo. Ovociti vitellogenetici sono stati osservati dal mese di agosto fino a gennaio. In questi, l'atresia follicolare ha interessato prevalentemente i follicoli vitellogenetici mantenendo attivi quelli previtellogenetici. Nelle sezioni istologiche del testicolo sono stati

osservati sviluppi asincroni con porzioni lobulari tondeggianti pieni di spermatogoni e lobuli più distesi con elementi maturi.

Conclusioni

La presenza di individui in maturazione sessuale da agosto a gennaio concorda con quanto noto sulla riproduzione di questa specie (Sanzo, 1931; Reñones *et al*., 1998; Relini *et al*., 1994). La taglia minima di maturità sessuale per entrambi i sessi è tra i 17 ed i 18 cm corrispondente a circa tre mesi di vita (Potoschi *et al*., 1998). La maggiore frequenza di individui in maturazione si ritrova da ottobre a dicembre, ma non si esclude un'attività riproduttiva anche in primavera; infatti Relini *et al.* (1994) riferiscono di femmine mature anche nel mese di maggio. Ciò trova conferma nella presenza di taglie minime (3 cm), nei nostri campioni del mese di luglio.

Bibliografia

BINI G. (1968) - *Atlante dei Pesci delle Coste Italiane*. Mondo Sommerso Ed.

LO BIANCO S. (1909) - Notizie biologiche riguardanti specialmente il periodo di maturità sessuale degli animali del golfo di Napoli. *Mitt. Zool. Stn. Neapel,* **19**: 513-761.

PADOA E. (1956) - Uova, larve e stadi giovanili di Teleostei. *Fauna Flora Golfo Napoli*, **38**: 564-568.

PIPITONE C., CAMPAGNUOLO S., ANDALORO F., POTOSCHI A. (2000) - Diet of pilotfish, *Naucrates ductor* (Carangidae), associated with fads in sicilian waters (Central Mediterranean). *Cybium*, **24** (2): 415-418.

POTOSCHI A., BASILE C., ROMEO T., CANNAVO' G. (1998) - Accrescimento di *Naucrates ductor* (L. 1758), attraverso la lettura degli incrementi giornalieri dell'otolite. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (1): 713-717.

RELINI M., RELINI ORSI L., RELINI G. (1994) - An offshore buoy as a fad in the Mediterranean. *Bull. Mar. Sci.*, **55** (2-3): 1099-1105.

REÑONES O., MASSUTÍ E., DEUDERO S., MORALES-NIN B. (1998) - Biological characterisation of pilotfish (*Naucrates ductor*) from the FADs fishery of the Island of Mallorca (Western Mediterranean). *Bull. Mar. Sci.*, **63** (1): 249-256.

REÑONES O., MORALES-NIN B., DEUDERO S. (1999) - Population size structure, age and growth of *Naucrates ductor* in the small scale FADs fishery of Mallorca Island (Western Mediterranean). *Sci. Mar.*, **63** (3-4): 355-366.

SANZO L. (1931) - Uova, stadi embrionali e postembrionali di *Naucrates ductor* L. *Memorie R. Com. Talassogr. Ital.*, **185**: 1-14.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 785-788

A. Potoschi, A. Manganaro, P. Battaglia, N. Catrimi

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università degli Studi di Messina,
Salita Sperone, 31 - 98166 Santa Agata, Messina, Italia.

CENSIMENTO DELLA FAUNA ITTICA NEI PANTANI DI CAPO PELORO (SICILIA NORD-ORIENTALE)

FISH FAUNA CENSUS IN THE PONDS OF CAPE PELORO (NE OF SICILY)

Abstract

The research has been aimed to establish the actual composition of the fish fauna in the ponds of Capo Peloro (NE of Sicily). Up 46 species have been caught, whose 21 were recorded in both ponds, 22 exclusively in the pond of Faro and 3 only in the pond of Ganzirri. Twelve new species have been identified. The fish fauna is mainly composed by atherinidae, mugilidae, gobiidae, syngnathidae, cyprinodontidae, clupeida and sparidae.

Key-words: *fish fauna, ponds, brackish waters, Sicily, census.*

Introduzione

Le peculiari caratteristiche geomorfologiche, fisico-chimiche e biologiche dei pantani salmastri di Faro e Ganzirri sono sempre state oggetto di studio da parte di diversi Autori.

Lavori su alcune specie ittiche presenti nei due pantani sono stati realizzati da: D'Ancona (1934), Lo Giudice (1940), Dulzetto (1947, 1948, 1962), Spartà (1934, 1948, 1950). Un primo vero censimento delle specie ittiche ritrovate nei due pantani si deve a Cavaliere (1967). Cavallaro e Ilacqua (1972) dopo un anno di osservazioni nel pantano di Faro, rilevarono la presenza di 17 specie.

Il pantano Faro comunica con i mari limitrofi (Ionio e Tirreno) attraverso due canali, spesso insabbiati. Il pantano Ganzirri è invece collegato alle acque dello Ionio tramite un solo canale, in quanto l'altro risulta ostruito ormai da anni. I due bacini sono inoltre collegati tra loro tramite un canale, detto "Margi". I collegamenti descritti garantivano, e garantiscono tutt'oggi, il ricambio idrico con il mare adiacente.

Con tali premesse, nell'ambito di un programma di ricerca cofinanziato (MURST) dal titolo: "Conservazione della biodiversità e gestione sostenibile dei biotopi salmastri delle coste italiane", si è condotta un'indagine sulle attuali condizioni fisiche, chimiche e biologiche dei pantani di Capo Peloro e sull'aggiornamento delle specie ittiche ancora presenti in tale ambiente.

Materiali e metodi

A causa della particolare tipologia dei fondali, per la cattura dell'ittiofauna sono stati adottati attrezzi e sistemi di pesca modificati *ad hoc* ed applicate strategie idonee.

I campionamenti, in entrambi i pantani, sono stati effettuati stagionalmente, nel periodo compreso tra maggio 1998 e marzo 2000. Ogni attrezzo è stato utilizzato in stazioni di campionamento prestabilite con una media di 2 pescate per stagione e per stazione.

Sono stati utilizzati: reti da posta "tramaglio", reti derivanti "alacciare", reti a circuizione "ravastina", palangari di fondo, fiocine e guadini. Osservazioni notturne e

catture con fiocina o guadino sono state effettuate con l'ausilio di una fonte luminosa (lampara).

Le specie sono state suddivise nelle stesse categorie in cui Cavaliere aveva deciso di separarle nel censimento del 1967; l'Autore motivava tale distinzione con la diversa situazione a cui va incontro la fauna ittica che si introduce nei pantani attraverso i canali di comunicazione con il mare. Abbiamo condiviso la suddetta ripartizione, ritenendo ancora valide le condizioni che avevano determinato la scelta dell'Autore nel collocare in una prima categoria quelle specie che compiono l'intero ciclo vitale nei due pantani; in una seconda, le specie che entrano periodicamente nei pantani ed in una terza, quelle che riescono a penetrare nei due bacini solo occasionalmente.

Risultati

In entrambi i pantani, la presenza di "montagnole" di sabbia sommerse, create per la stabulazione di vongole, ostriche e fasolari, il groviglio di pali, corde e tralicci, destinati all'allevamento di mitili, nonché la presenza di imponenti ammassi algali (*Chaetomorpha linus*) hanno impedito le operazioni di pesca in diverse zone e reso estremamente difficoltosa la navigazione.

Il "tramaglio" ha permesso di catturare il maggior numero di specie nel pantano di Faro, dove la tipologia dei fondali e la palificazione dei molluschicoltori rende tale attrezzo il più idoneo. I bassi fondali del pantano di Ganzirri hanno invece consentito alla "ravastina" di dare i migliori rendimenti. Il palangaro per tutte le stagioni non ha mai fatto registrare catture.

Un totale di 46 specie ittiche è stato campionato nei due pantani, di cui 21 comuni ad entrambi, 22 solo in quello di Faro e 3 esclusivamente in quello di Ganzirri (Tab. 1).

Dall'elenco delle specie rinvenute si evince come attualmente la fauna ittica presente nei due pantani sia costituita in prevalenza da aterinidi e mugilidi di diverse specie; altre famiglie rinvenute sono: anguillidi, apogonidi, aterinidi, balistidi, belonidi, blennidi, carangidi, ciprinidi, clupeidi, centrolofidi, engraulidi, gobidi, labridi, mugilidi, mullidi, pomacentridi, scorpenidi, serranidi, singnatidi, sparidi.

Conclusioni

Il numero di specie catturate (46) è notevolmente inferiore rispetto a quello riportato da Cavaliere (98). Tale decremento è presumibilmente riconducibile al progressivo deterioramento delle condizioni generali di questi ambienti, causato da scarichi non controllati di liquami, dall'obsoleto e sostanzialmente inefficiente sistema di scambio idrico di entrambi i bacini con il mare e dall'attività indiscriminata dei molluschicoltori. Ciò determina quindi una periodica instabilità dell'ecosistema lagunare, sottoponendo gli organismi a continui stress ed a prove di elevata adattabilità.

Pur tuttavia, abbiamo rilevato la presenza di 12 specie non segnalate in precedenza da Cavaliere (1967): *Aphanius fasciatus, Apogon imberbis, Blennius sanguinolentus, Caranx crysos, Caranx rhonchus, Chromis chromis, Crenilabrus quinquemaculatus, Epinephelus aeneus, Gobius cruentatus, Pomatoschistus pannizzai, Schedophilus medusophagus, Zosterisessor ophiocephalus;* ciò conferma che l'alternarsi delle aperture dei canali con il mare circostante gioca un ruolo significativo per l'introduzione di altre specie e per la possibilità che esse hanno di adattarsi a questi nuovi ambienti.

Tab. 1 - Elenco delle specie ittiche campionate nei due pantani con l'indicazione dell'attrezzo di cattura. Ctg denota le categorie *sensu* Cavaliere, 1967 (I: specie permanenti; II: periodiche; III: occasionali).

List of the fish species sampled in both ponds with the catching gears reported. Ctg denotes the category sensu *Cavaliere, 1967 (I: permanent species; II: periodic; III: occasional).*

Specie	Ctg	Faro	Ganzirri	Attrezzi
Aphanius fasciatus Nardo, 1827	I	*	*	Ravastina
Apogon imberbis (Linneo, 1758)	I	*		Tramaglio
Atherina hepsetus Linneo, 1758	I	*	*	Guadino, Ravastina
Blennius sanguinolentus (Pallas, 1811)	I	*		Tramaglio, Ravastina
Blennius pavo Risso, 1810	I	*		Tramaglio, Ravastina
Chelon labrosus (Risso, 1826)	I	*	*	Alacciara, Tramaglio, Fiocina
Gobius cobitis Pallas, 1811	I	*		Tramaglio
Gobius cruentatus Gmelin, 1789	I	*		Tramaglio
Gobius niger jozo Linneo, 1758	I	*	*	Tramaglio
Liza aurata (Risso, 1810)	I	*	*	Alacciara, Ravastina, Fiocina
Liza ramada (Risso, 1810)	I	*	*	Alacciara, Tramaglio, Fiocina
Mugil cephalus Linneo, 1758	I	*	*	Alacciara, Tramaglio, Fiocina
Oedalechilus labeo (Cuvier, 1829)	I	*	*	Alacciara, Ravastina
Pomatoschistus panizzai (Verga, 1841)	I	*	*	Ravastina
Sarpa salpa (Linneo, 1758)	I	*	*	Alacciara, Tramaglio, Ravastina
Sparus auratus Linneo, 1758	I	*	*	Ravastina
Syngnathus abaster Risso, 1810	I	*	*	Ravastina, Guadino
Zosterisessor ophiocephalus (Pallas, 1811)	I	*	*	Ravastina
Alosa fallax (Saint Hilaire G., 1827)	II		*	Alacciara
Anguilla anguilla (Linneo, 1758)	II	*	*	Tramaglio
Belone belone gracilis (Lowe, 1839)	II	*		Guadino
Dicentrarchus labrax (Linneo, 1758)	II	*	*	Alacciara
Diplodus annularis (Linneo, 1758)	II	*		Tramaglio
Diplodus puntazzo (Cetti, 1784)	II	*		Tramaglio
Diplodus sargus (Linneo, 1758)	II	*		Tramaglio
Diplodus vulgaris (Saint Hilaire G., 1817)	II	*	*	Tramaglio
Engraulis encrasicholus (Linneo, 1758)	II	*	*	Ravastina
Lithognathus mormyrus (Linneo, 1758)	II	*		Alacciara
Mullus barbatus Linneo, 1758	II	*		Tramaglio
Mullus surmuletus Linneo, 1758	II	*		Tramaglio
Oblada melanura (Linneo, 1758)	II	*		Tramaglio
Sardinella aurita Valenciennes, 1847	II	*	*	Alacciara, Tramaglio, Guadino
Scorpaena porcus (Linneo, 1758)	II	*		Tramaglio, Fiocina
Balistes caroliniensis (Gmelin, 1789)	III	*		Tramaglio
Caranx crysos (Mitchill, 1815)	III	*		Tramaglio
Caranx ronchus Saint Hilaire G., 1809	III		*	Alacciara
Chromis chromis (Linneo, 1758)	III	*		Tramaglio
Crenilabrus quinquemaculatus (Bloch, 1795)	III	*		Tramaglio
Epinephelus aeneus (Saint Hilaire G., 1809)	III	*		Tramaglio
Pagellus acarne (Risso, 1826)	III	*		Tramaglio, Ravastina
Sardina pilchardus (Walboum, 1792)	III	*	*	Ravastina
Schedophilus medusophagus (Cocco, 1839)	III	*		Guadino
Serranus scriba (Linneo, 1758)	III		*	Tramaglio
Trachinotus ovatus (Linneo, 1758)	III	*	*	Tramaglio
Trachurus mediterraneus (Steindachner, 1868)	III	*		Alacciara
Trachurus trachurus (Linneo, 1758)	III	*	*	Alacciara, Tramaglio

Bibliografia

CAVALIERE A. (1967) – Fauna e flora dei laghi di Ganzirri e Faro. Nota I. I Teleostei del lago di Faro. *Boll. Pesca Pisc. Idrobiol*., **22**: 83-102.

CAVALLARO G., ILACQUA G. (1972) – Risultati delle pescate effettuate nel corso di un anno nel lago di Faro (Messina). *Mem. Biol. Mar. Ocean.,* **2** (5): 123-133.

D'ANCONA U. (1934) – Le specie mediterranee del genere *Syngnathus*. *Memorie R. Com. Talassogr. Ital*., **210**: 1-79.

DULZETTO F. (1947) – L'"*Engraulis*" dei laghi di Ganzirri e di Faro. *Mem. Soc. It. Sc. detta dei XL,* Serie 3; **26** (5): 5-28.

DULZETTO F. (1948) – Ulteriori osservazioni sulle uova e le larve di *Engraulis Russoi*. *Rend. Acc. Naz. Lincei, Classe Sci. fis. mat. nat*., **8** (4): 465-469.

DULZETTO F. (1962) – Le attuali conoscenze sulle acque salmastre della Sicilia e sulla loro fauna. *Atti Soc. Pelor. Sci. fis. mat. nat.*, **8** (1/2): 1-45.

LO GIUDICE P. (1940) – I laghi di Ganzirri e del Faro dal punto di vista biologico e da quello autarchico. *Atti del 2° convegno di Biologia marina e sue applicazioni alla pesca*, Relazione V.: 1-14.

SPARTÀ A. (1934) - Uova e larve Gobiidae. II, *Gobius jozo* L. R. *Com. Talassogr. Ital. Memoria CCXVI.*: 3-8.

SPARTÀ A. (1948) – Uova e larve Gobiidae. IV, *Gobius zebrus* Risso. *Boll. Pesca Pisc. Idrobiol.,* **3**: 195-201.

SPARTÀ A. (1950) – Uova e larve di Gobiidae. V, *Gobius capito* Ouv. *Boll. Pesca Pisc. Idrobiol*., **5**: 99-105.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 789-791

S. Ragonese, M. Camilleri*, S. Gancitano, P. Rizzo, G. Bono, F. Fiorentino

Istituto di Ricerche sulle Risorse Marine e l'Ambiente, IRMA – CNR, Via Luigi Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo, Trapani, Italy.
*Malta Centre for Fisheries Sciences, MCFS, Fort San Lucian, Marsaxlokk, Malta.

EVALUATING AGE AT SEXUAL MATURITY IN *SCIAENA UMBRA* LINNAEUS, 1758 (OSTEICHTHYES, SCIAENIDAE) ON THE BASIS OF OTOLITH MICROSTRUCTURE

STIMA DELL'ETÀ DI MATURAZIONE SESSUALE IN SCIAENA UMBRA *LINNAEUS, 1758 (OSTEICHTHYES, SCIAENIDAE) ANALIZZANDO LA MICROSTRUTTURA DEGLI OTOLITI*

Abstract

A spawning aggregation of Sciaena umbra *was sampled, during an experimental trawl survey, in low-exploited fishing grounds off Maltese coasts (Strait of Sicily). The age structure was estimated by otolith thin section reading, resulting in a maximum age in the samples of 17 and 26 years in males and females respectively. According to the interpretation of otolith microstructure, the spawning of brown meagre occurred at three years of age, reaching the age of massive reproduction (100% of mature specimens) the following year.*

Key-words: Sciaena umbra*, brown meagre, sexual maturity, Strait of Sicily*.

Introduction

The brown meagre is a moderate size fish (up to 50 cm total length; TL), occurring in the coastal waters of the Mediterranean and the Eastern Atlantic (Chao, 1986). According to both experimental observations (Harmelin, 1991) and historical statistics (Fiorentini *et al*., 1997) clear signs of depletion are evident in the Mediterranean populations. Given that the biology of the brown meagre is poorly known, an unusual significant catch of spawners provided the opportunity to obtain information on the maturing condition and demographic structure of spawners, and to evaluate the age at sexual maturity.

Material and methods

A total of 234 specimens (whole weight of 127 kg) of *S. umbra* were caught in one half-hour haul off the Maltese coast (35°60' N; 14°27' E; mean depth of 47 m). The haul was carried out during an international experimental bottom trawl survey (Bertrand *et al*., 1997), on 7 June 2000 from 05:40 to 06:10 (solar time). The specimens were found to be mature and hence 180 fish were randomly selected for laboratory analyses. Total length (TL: 0.5 cm), somatic and gonad weights (SW; GW: 0.1 g), and sex were determined after defrosting. The Gonadosomatic index (GSI=GW/SW*100) was calculated. Thin transverse sections of otolith (*sagitta*) were read in water under reflecting light. Given that the laying of the hyaline zone occurred in winter (Arneri *et al*., 1998), ages were determined by counting the number of dark zones by two experienced readers. Only when the duplicate readings were the same, the otoliths were used for aging.

Fish showing otoliths with a sharp discontinuity in the width of the hyaline zone from the nucleus towards the peripheral margin were considered to have achieved maturity (Massutì *et al*., 2000).

Results

In both sexes (51 females and 129 males), the gonads were found to be in advanced stages of maturation or fully mature. Considering the fully mature specimens, the mean gonadosomatic index (GSI±se) values were 10.3±3.3 in females and 6.9±2.0 in males.

The otoliths appeared clear to read, with a well defined sequence of hyaline and opaque zones. All the *sagittae* showed an opaque margin (Fig. 1).

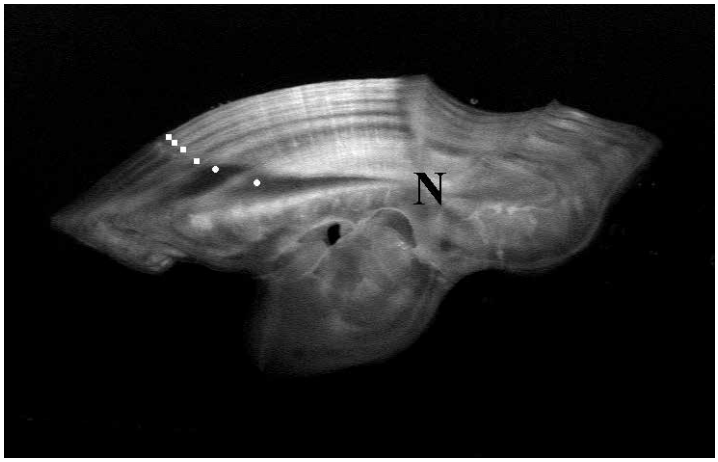


Fig. 1 - Otolith thin section of *Sciaena umbra* belonging to a male (365 mm TL) aged 6 years. The width of the hyaline zone suddenly decreases after the second year (9×).
Sezione sottile di otolite di un maschio di 365 mm di lunghezza totale e di sei anni di età. L'ampiezza delle bande ialine decresce dopo il secondo anno (ingrandito 9 volte).

Up to 14 groups were identified in the samples, ranging from a minimum age of 2 (females) and 3 (males) years to a maximum of 17 (1 male) and 26 years (1 female). Most of the samples were aged between 3 and 5 years.

Tab. 1 - Occurrence of the first narrow hyaline zone (NHZ) in *Sciaena umbra*.
Comparsa della prima banda ialina sottile (NHZ) in S. umbra.

		Females			Males			Total		
Age	NHZ	Freq.	%	Cum. %	Freq.	%	Cum. %	Freq.	%	Cum. %
0+	1	0	0.0	**0.0**	0	0.0	**0.0**	0	0.0	**0.0**
1+	2	1	2.0	**2.0**	1	0.8	**0.8**	2	1.1	**1.1**
2+	3	35	68.6	**70.6**	90	70.2	**70.9**	126	69.7	**70.8**
3+	4	15	29.4	**100.0**	37	28.3	**99.2**	52	28.6	**99.4**
4+	5	0	0.0		1	0.8	**100.0**	1	0.6	**100.0**
	total	51	100.0		129	100.0		180	100.0	

Most of the examined specimens showed the decreasing of hyaline zone between two and three years (about 70%), although this feature also occurred when the specimens were one year older (about 28-29% between three and four years, Tab. 1).

Discussion and conclusions

Present results correspond with the reproductive period (March-August) reported for the Mediterranean populations (Chao, 1986; Chauvet, 1991; Chakroun-Marzouk & Ktari, 2001).

According to our interpretation, the occurrence of the first narrow hyaline zone should be laid down during the winter before the first spawning. This analysis suggests that most of the brown meagre in the area should spawn for the first time, regardless of sex, when are approximately three years old. The age at massive reproduction, i.e. the age at which all individuals are mature, occurred one year later. The present estimation of age at maturity agreed with the results for the populations inhabiting the coasts off Tunisia. In particular, Chauvet (1991) reported the presence of the youngest specimens with eggs in advanced vitello-genesis at age three, and Chakroun-Marzouk & Ktari (2001), showed that all specimens resulted mature from 23-24 cm (standard length), which correspond to age four.

References

ARNERI E., COLELLA S., GIANNETTI G. (1998) - A method for the age determination of two Mediterranean Sciaenids, *Sciaena umbra* (Linneus, 1758) and *Umbrina cirrhosa* (Linneus, 1758). *Rapp. Comm. Int. Mer Médit*., **35** (2): 366-367.

BERTRAND J., GIL DE SOLA L., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (1997) - An international bottom survey in the Mediterranean: the MEDITS programme. *ICES CM 1997/Y, 03:* 16 pp.

CHAKROUN-MARZOUK N., KTARI M.H. (2001) – Age et croissance du corb mediterraneen (*Sciaena umbra* Linnaeus, 1758) des cotes tunisiennes. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit*., **36**: 252 pp.

CHAO L.N. (1986) - Sciaenidae. In: Whitehead P.J.P., Bauchot M.L., Hureau J.C., Nielsen J., Tortonese E. (eds), *Fishes of the North Eastern Atlantic and Mediterranean*. Unesco, Paris: 865-874.

CHAUVET C. (1991) - Le corb ou brown meagre (*Sciaena umbra* Linneus, 1758). Quelques elements de sa biologie. In: Boudouresque C.F., Avon M., Gravez V. (eds), *Les especies marines a protéger en Méditerranée*. GIS Posidonie publ., France: 229-235.

FIORENTINI L., CADDY J.F., DE LEIVA J.I. (1997) - Long- and short-term trends of Mediterranean Fishery Resources. *Studies and Reviews. General Fisheries Council for the Mediterranean*. *N° 69*. Rome, FAO: 72 pp.

HARMELIN J.G. (1991) -Statut du Corb (*Sciaena umbra*) en Méditerranée. In: Boudouresque C.F., Avon M., Gravez V. (eds), *Les especies marines a protéger en Méditerranée*. GIS Posidonie publ., France: 219-227.

MASSUTÌ E., MORALES-NIN B., MORANTA J. (2000) – Age and growth of blue-mouth, *Helicolenus dactylopterus* (Osteichthyes: Scorpaenidae), in the western Mediterranean. *Fish. Res*., **46**: 165-176.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 792-795

G. Relini, C. De Rossi, T. Piano, A. Zamboni

Laboratori di Biologia Marina ed Ecologia Animale, Dip.Te.Ris.,
Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse,
Università di Genova, Via Balbi, 5 - 16126 Genova, Italia.
biolmar@unige.it

OSSERVAZIONI SUI CEFALOPODI DEI FONDI STRASCICABILI LIGURI

OBSERVATIONS ON THE CEPHALOPODS OF THE LIGURIAN TRAWLING BOTTOMS

Abstract

Data collected from 1985 to 1998 dealing with 36 species of cephalopods caught during 13 trawl surveys in Ligurian Sea are summarized. In particular bathymetric distributions and some fishing yield trends during the years are described.

Key-words: *cephalopods, trawl surveys, Ligurian Sea.*

Introduzione

I Cefalopodi finora rinvenuti nelle acque marine italiane appartengono a 58 specie (Bello, 1995) più una di recente segnalata per la prima volta nelle acque italiane (Orsi Relini *et al.*, 2001); di queste, 44 sono state raccolte durante le campagne a strascico dalle 11 Unità Operative del GRUND e 36 dall'U.O. n°1 nel tratto di mare antistante la costa ligure fino a 750 m di profondità (Relini, 2000). Tra i lavori sui Cefalopodi catturati con lo strascico in Liguria sono da ricordare quello sull'importanza di questi molluschi nella pesca costiera (Relini e Orsi Relini, 1984) e quello sulle Sepiolinae (Orsi Relini e Bertuletti, 1989). Per le informazioni e la bibliografia delle principali specie dei mari italiani si rimanda a Relini *et al.,* 1999 (schede: da 119 a 138).

Scopo della presente nota è di fornire un quadro sintetico sui Cefalopodi raccolti durante le campagne di pesca a strascico tra il 1985 e il 1998. Sono state analizzate la distribuzione batimetrica di ogni specie catturata e i rendimenti di pesca di questo gruppo.

Materiali e metodi

I dati provengono da campionamenti effettuati in 3 cicli di campagne di pesca a strascico nazionali (Relini, 1998) per un totale di 13 campagne nel corso di 14 anni utilizzando un motopeschereccio della flottiglia di S. Margherita Ligure di 29 T.S.L. e motore di 220 HP munito di rete a strascico tradizionale con maglia stirata al sacco di 20 mm. Il disegno di campionamento delle su menzionate campagne è stato di tipo stratificato casuale, con cinque strati batimetrici principali (I: 0-50 m, II: 50-100 m, III: 100-200 m, IV: 200-450 m, V: 450-700 m), tuttavia il rilevamento delle profondità effettivamente interessate dalle singole cale ha consentito di definire con maggior dettaglio la distribuzione batimetrica dei Cefalopodi come riportato in Tab. 1. Il primo ciclo di ricerca si è svolto tra il 1985 e il 1987, in cui sono state effettuate 6 campagne, una in primavera e una in estate, per un numero complessivo di 48 cale per campagna. Non è stato considerato il periodo 90-93 perché diverso è stato il disegno di campionamento. Il secondo ciclo si è svolto dal 1994 al 1995 e nel corso di questo sono state effettuate 4 campagne, in primavera e in estate per ciascun anno, con un numero

complessivo di 20 cale per campagna. Il terzo ciclo si è svolto nel triennio 1996-97-98 e sono state effettuate 3 campagne autunnali per un totale di 40 cale per campagna.

Al termine di ogni cala, durante le operazioni di cernita, tutti i Cefalopodi sono stati separati dal restante pescato. Il materiale raccolto è stato in parte lavorato a bordo, in parte congelato e trasportato in laboratorio per indagini più approfondite.

Risultati e conclusioni

Durante questi 14 anni sono state rinvenute 36 specie di Cefalopodi: 10 ottopodi e 26 decapodi. Otto specie sono considerate rare (indicate con R in Tab. 1) in quanto trovate una sola volta o, nel caso di *Loligo forbesi* e *Sepiola ligulata*, in meno del 5% delle cale; quindici specie sono considerate frequenti (indicate con F) perchè trovate in più del 50% delle cale; tredici specie (non indicate con R o F) sono state trovate in una percentuale di cale compresa tra i 5 e il 50%.

L'indicazione dell'intervallo batimetrico in cui sono state rinvenute le specie è riportato in Tab. 1.

La percentuale di Cefalopodi rispetto alla totalità del pescato durante i diversi cicli di campionamento, è stata rappresentata per la piattaforma (I–III strati) e per la scarpata (IV–V strati) mediante grafici a torta associati a grafici a barre che mostrano il rapporto tra Ottopodi e Decapodi (Fig. 1). La frazione di Cefalopodi in piattaforma è di circa il 20% del pescato edule nei diversi cicli di campionamento; in scarpata invece, tale frazione diminuisce sensibilmente. Come si può osservare la frazione di Decapodi aumenta all'aumentare della profondità, mentre per gli Ottopodi si verifica il contrario. Questo avviene perché *Octopus vulgaris* e *Eledone cirrhosa*, che rappresentano la

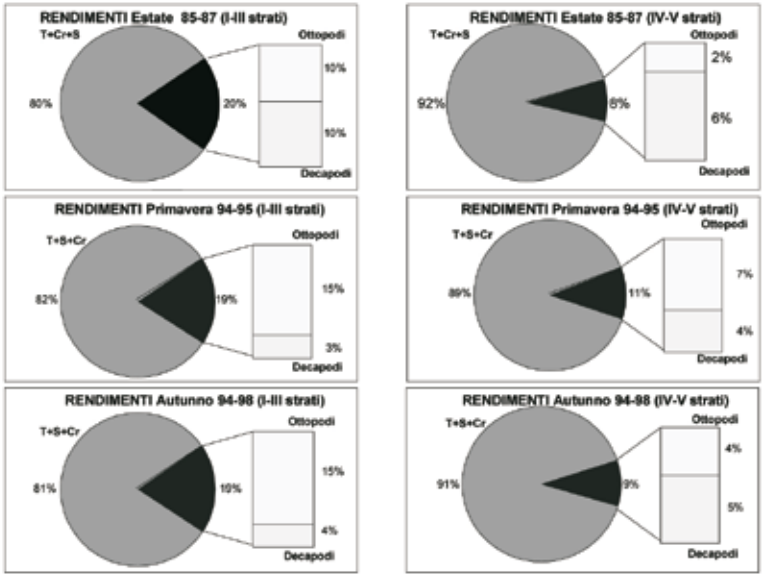


Fig. 1 - Percentuale di Cefalopodi, espressi in Kg/h, rispetto al totale. T+S+Cr rappresenta la frazione delle catture costituita da Teleostei+Selaci+Crostacei.

Percent of Cephalopods, expressed by Kg/h. T+S+Cr represents the catch, made by Bonyfishes+Selachians+Crustaceans.

Tab. 1 - Distribuzione batimetrica dei Cefalopodi rinvenuti in Liguria tra il 1985 e il 1998. R = specie rara, presente in meno del 5% delle cale; F = specie frequente, presente in più del 50% delle cale.

Bathymetric distribution of Cephalopods found in the Ligurian Sea between 1985 and 1998. R = rare species found in less of 5% of hauls; F = common species, found in more than 50% of hauls.

CEFALOPODI		INTERVALLI BATIMETRICI (m)														
OTTOPODI		0-50	50-100	100-150	150-200	200-250	250-300	300-350	350-400	400-450	450-500	500-550	550-600	600-650	650-700	700-750
Argonauta argo Linneo, 1758	R			✲	✲	✲	✲	✲	✲							
Bathypolipus sponsalis (P.& H.Fischer,1892)	F			✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲
Eledone cirrhosa (Lamarck, 1798)	F	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲
Eledone moschata (Lamarck, 1798)	F	✲	✲	✲	✲											
Octopus defilippi Verany, 1851	R	✲														
Octopus macropus Risso, 1826		✲														
Octopus salutii Verany, 1839	F	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲		
Octopus vulgaris Cuvier, 1797	F	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲								
Pteroctopus tetracirrhus (Delle Chiaje, 1830)	F			✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	
Scaeurgus unicirrhus (Delle Chiaje, 1841)	F	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲						
DECAPODI																
Abralia verany (Ruppell, 1844)	R					✲	✲	✲	✲	✲	✲					
Alloteuthis media (Linneo, 1758)	F	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲					
Alloteuthis subulata (Lamarck, 1798)	R		✲	✲												
Heteroteuthis dispar (Ruppell, 1844)										✲	✲	✲	✲	✲		
Histioteuthis bonnellii (Ferussac, 1835)													✲	✲		
Histioteuthis reversa (Verrill, 1880)										✲	✲	✲	✲	✲		
Illex coindetii (Verany, 1839)	F	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲		
Loligo forbesi Steenstrup, 1856	R		✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲		
Loligo vulgaris Lamarck, 1798	F	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲								
Neorossia caroli (Joubin, 1902)							✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	
Opistoteuthis agassizi (Verrill, 1883)	R											✲	✲			
Rondeletiola minor Naef, 1912			✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲						
Rossia macrosoma (Delle Chiaje, 1830)	F	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲				
Sepia elegans Blainville, 1827	F	✲	✲	✲	✲	✲	✲									
Sepia orbignyana Ferussac, 1826		✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲						
Sepia officinalis Linneo, 1758		✲	✲	✲												
Sepietta neglecta Naef, 1916		✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲				
Sepietta obscura Naef, 1916		✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲					
Sepietta oweniana (D'Orbigny, 1841)	F	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	
Sepiola intermedia Naef, 1912		✲	✲													
Sepiola ligulata Naef, 1912	R			✲												
Sepiola robusta Naef, 1912		✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲						
Sepiola rondeletii Leach, 1817			✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲							
Stoloteuthis leucoptera (Verrill, 1878)	R					✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲			
Todarodes sagittatus (Lamarck, 1798)	F									✲	✲	✲	✲	✲	✲	
Todaropsis eblanae (Ball, 1841)	F		✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	✲	

frazione più consistente di questi ultimi, sono catturati con rendimenti maggiori sulla piattaforma.

Per quanto riguarda l'andamento nel tempo dei rendimenti di cattura (kg/h) in molte specie si assiste ad ampie fluttuazioni senza un trend significativo. Sembra che gli stock si mantengano relativamente stabili nel tempo nonostante la pressione di pesca, probabilmente per il ciclo vitale di breve durata. Per i due Decapodi, *Rossia macrosoma* e *Illex coindetii,* nonostante le fluttuazioni da anno ad anno, l'andamento delle catture è in leggero rialzo (Fig. 2) anche se statisticamente non significativo. Per *Scaeurgus unicirrhus* e per *Octopus vulgaris* (Fig. 2) si osservano tendenze significativamente positive dei rendimenti. Per il polpo comune questa ripresa potrebbe essere attribuita sia ad una maggiore osservanza, da parte delle marinerie, del divieto di pesca entro la batimetrica dei 50 m, sia alla capacità di sostituirsi ad altre specie, come ad esempio *Sepia officinalis.*

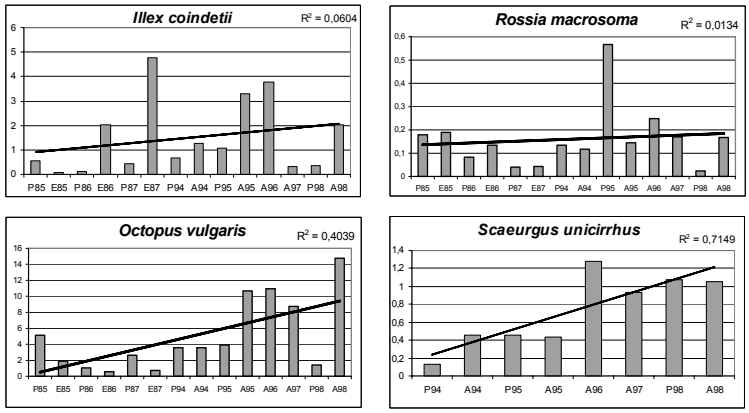


Fig. 2 - Andamento dei rendimenti di pesca (Kg/h, valore medio per campagna) di alcune specie.
Fishing yield trends (Kg/h, mean value per survey) of four species of cephalopods.

Bibliografia

BELLO G. (1995) - *Cephalopoda.* In: Minelli A., Ruffo S., La Posta S. (eds), *Check-list delle specie della fauna italiana,* Calderini, Bologna, **18**: 1-5.

ORSI RELINI L., BERTULETTI M. (1989) - Sepiolinae (Mollusca, Cephalopoda) from the Ligurian Sea. *Vie et Milieu*, **39** (3/4): 183-190.

ORSI RELINI L., MANNINI A., ROSSI M., FIORENTINO F. (2001) - Un Cefalopode nuovo nella fauna italiana: *Opisthoteuthis agazzisi* Verrill 1883 (Octopodida, Opisthoteuthidae). *Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 749-752.

RELINI G. (1998) - Valutazione delle risorse demersali. *Biol. Mar. Medit.,* **5** (3): 3-19.

RELINI G. (2000) - La ricerca sulla pesca: le risorse demersali. *Biol. Mar. Medit.,* **7** (4): 13-45.

RELINI G., BERTRAND J., ZAMBONI A. (eds) (1999) - Sintesi delle conoscenze sulle risorse da pesca dei fondi del Mediterraneo Centrale (Italia e Corsica). *Biol. Mar. Medit.,* **6** (Suppl.): 1-969.

RELINI G., ORSI RELINI L. (1984) - The role of Cephalopods in the inshore trawl-fishing of the Ligurian Sea. *Oebalia,* **10** (n.s.): 37-58.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 796-799

M. Relini, G. Palandri, G. Torchia

Dipartimento per lo Studio del Territorio e le sue Risorse, Laboratorio di Biologia Marina ed Ecologia Animale, Via Balbi, 5 - 16126 Genova, Italia.

CONFRONTO TRA LA FAUNA ITTICA DI DUE TIPI DI MODULI DELLA BARRIERA ARTIFICIALE DI ALASSIO

FISH POPULATION PATTERN OF TWO STRUCTURES IN ALASSIO ARTIFICIAL REEF

Abstract

In the Alassio artificial reef, trammel net surveys were made near two different types of modules: pyramids (5 blocks 2 m side) and tetrapods (h 2 m, 3,2 m^3). Higher qualitative and quantitative values were generally obtained near pyramids than tetrapods: 1066±608 g/100 m and 776±278 g/100 m; 29 and 19 species. Yields and fish fauna composition reflected the young age of the reef.

Key-words: *artificial reefs, fish population, Ligurian Sea, entangling nets.*

Introduzione

L'efficienza delle barriere artificiali dipende da molti fattori tra cui assumono particolare rilievo gli aspetti relativi al design, alla disposizione e al volume dei manufatti immersi (Seaman, 1997) .

La barriera artificiale di Alassio (Mar Ligure) è stata realizzata nel 1998 con la finalità di proteggere la prateria di posidonia e di promuovere la biodiversità dei fondali. Sono state utilizzate due tipologie di moduli: massi cubici assemblati a piramidi e tetrapodi con piccoli blocchetti forati. Questo lavoro si propone di confrontare la fauna ittica e le rese di pesca di due aree della barriera artificiale caratterizzate da queste due differenti tipologie di moduli.

Materiali e metodi

La barriera artificiale si articola in due nuclei di ripopolamento, ciascuno di 7.850 m^2, collegati da una fascia di protezione di 70.000 m^2. I due nuclei di ripopolamento sono formati ciascuno da tre anelli di 8 piramidi (5 blocchi da 2 m di spigolo). Il loro volume totale è 960 metri cubi di moduli. La fascia di protezione è costituita da 80 blocchi da 1 m di spigolo e di 93 tetrapodi (h 2 m, 3,2 m^3). Il volume totale è 378 metri cubi di moduli. Ai tetrapodi sono stati aggiunti dei blocchetti forati per ovviare al limite della mancanza di tane disponibili per la fauna vagile.

Sono stati realizzati tre campionamenti (giugno, agosto, dicembre 2000) in 2 stazioni (CST, CSL) del nucleo di ripopolamento di Capo S. Croce (piramidi) e due stazioni (TET, TEL) in corrispondenza della fascia di protezione (tetrapodi), utilizzando, nella stessa giornata, 4 poste di 200 m di tramaglio (maglia 10 mm) lasciate in pesca per le 12 ore notturne (Tab. 1). La matrice di abbondanza delle specie è stata utilizzata per il calcolo dell'indice di Shannon-Wiener, mentre per il confronto delle rese di pesca è stato utilizzato il test U di Mann-Whitney.

Tab. 1 - Risultati delle pescate condotte sui due tipi di moduli.
Yields from the two different structures.

Data	20.06.00		29.08.00		01.12.00	
Stazione (piramidi)	CST	CSL	CST	CSL	CST	CSL
g/100 m rete	2015	781	1062	844	1446	246
Stazione (tetrapodi)	TET	TEL	TET	TEL	TET	TEL
g/100 m rete	1011	1035	448	542	1032	588

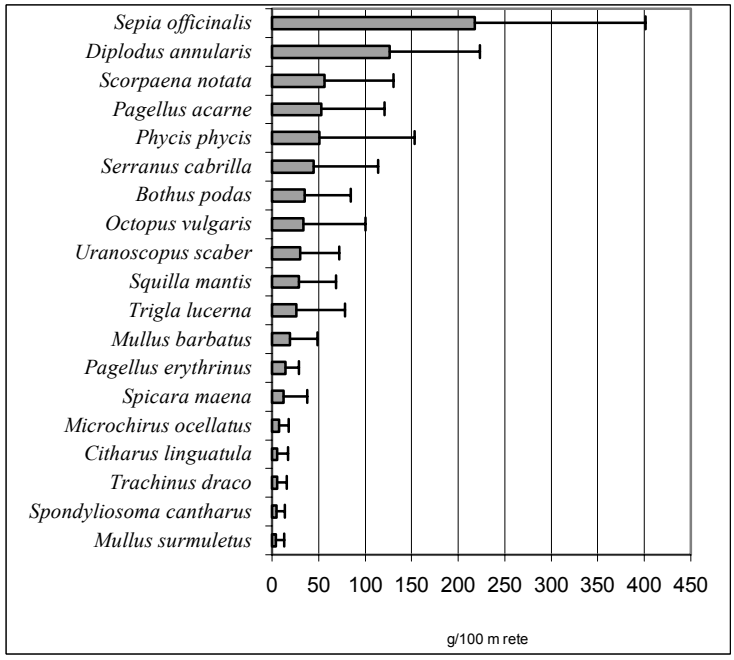


Fig. 1 - Elenco delle specie e catture medie in g/100 m rete (± d.s.) ottenute dalle pescate effettuate in prossimità dei tetrapodi.
List of species and average yield g/100 m net (±s.d.) from fish.

Risultati

Sono state registrate una più alta ricchezza specifica (29 specie contro 19), maggiori valori dell'indice di diversità e rese medie maggiori (1066 ± 608 g/100 m contro 776 ± 278 g/100 m) presso le piramidi (Figg. 1, 2, 3). Tuttavia il confronto statistico effettuato con l'U test sui 6 risultati delle pescate non ha evidenziato differenze significative tra i due tipi di moduli ($U=10$; $p<0,05$).

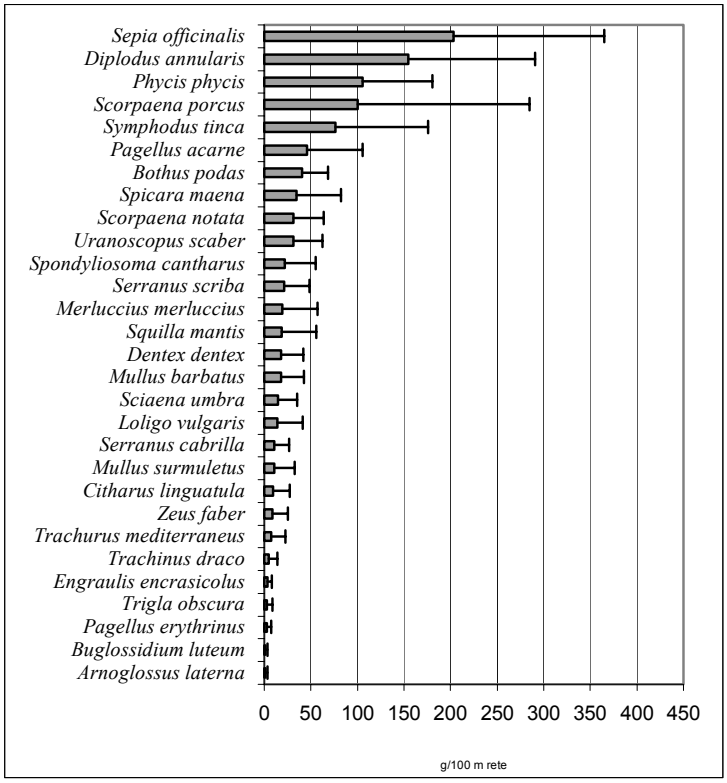


Fig. 2 - Elenco delle specie e catture medie in g/100 m rete (± d.s.) ottenute dalle pescate effettuate in prossimità delle piramidi di Capo S. Croce.
List of species and average yield g/100 m net (±s.d.) from fish surveys near the Capo S. Croce pyramids.

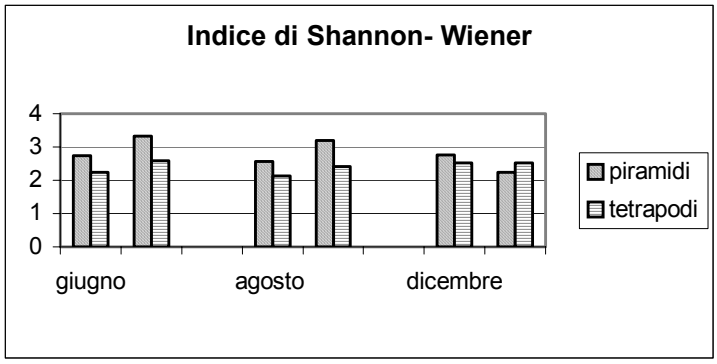


Fig. 3 - Indice di diversità calcolato sulle singole operazioni di pesca.
Diversity index of each fishing survey.

Conclusioni

La più alta ricchezza specifica, i maggiori valori di diversità e delle rese medie, registrati principalmente in prossimità del nucleo di ripopolamento di Capo S. Croce potrebbero essere riconducibili al maggior volume di materiale immerso e ad una maggiore complessità strutturale sviluppata dalle piramidi in confronto ai tetrapodi.

La prevalenza di specie di fondi mobili rispetto a quelle di substrato duro ed i bassi rendimenti di pesca in confronto a quelli di altre barriere artificiali (Bombace *et al*., 1990; Relini *et al*., 1995), sono probabilmente attribuibili alla giovane età dell'impianto di Alassio.

Bibliografia

BOMBACE G., FABI G., FIORENTINI L. (1990) - Preliminary analysis of catch data on artificial reefs in Central Adriatic. *FAO Fish. Rep*., **428**: 86-89.

RELINI G., RELINI M., TORCHIA G. (1995) - La barriera artificiale di Loano. *Biol. Mar Medit.,* **2** (1): 21-64.

SEAMAN W. (1997) - Does the level of design influence success of an artificial reef? In: Jensen A.C. (ed), *European Artificial Reef Research*, Proceeding of the 1st EARRN conference, Ancona, Italy, March 1996. Pub. Southampton Oceanography Centre: 449 pp.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 800-803

M. Relini, G. Palandri, G. Torchia

Dipartimento per lo Studio del Territorio e le sue Risorse, Laboratorio di Biologia Marina ed Ecologia Animale, via Balbi, 5 - 16126 Genova, Italia.

RIPRODUZIONE DELLO ZERRO *SPICARA SMARIS* L. ALL'INTERNO DELLA BARRIERA ARTIFICIALE DI ALASSIO

SPICARA SMARIS *REPRODUCTIVE BEHAVIOUR IN A LASSIO ARTIFICIAL REEF*

Abstract

At the beginning of June 2000 the spawning behaviour of Spicara smaris L. was observed by diving on the Alassio artificial reef, Ligurian Sea, Mediterranean. The spawning grounds were set both on reef blocks by removing algal covering from hard substrata and on the bottom by excavating the sand. Each circular nest was actively guarded by a brightly coloured male. Visual census showed a change in the composition of fish population due to the spawning of Spicara smaris.

Key-words: Spicara smaris*, reproductive behaviour, artificial reef.*

Introduzione

Tra le funzioni attribuite alle barriere artificiali, si indica un incremento della produzione di biomassa delle specie alieutiche dovuto a numerosi fattori tra cui la disponibilità di habitat, di cibo e la protezione delle forme giovanili. Quest'ultimo aspetto è stato verificato sul campo con l'osservazione di un evento riproduttivo.

I casi documentati di riproduzione di specie ittiche presso i moduli artificiali sono limitati; frequente invece la documentazione della deposizione dei nidamenti dei cefalopodi (Relini *et al.*, 1995)

Lo zerro *Spicara smaris* (Linneo, 1758) é un pesce necto bentonico proteroginico (Bini, 1968). Il cambiamento di sesso avviene tra 2 e 4 anni, eccezionalmente a 5 (Salekhova, 1969). Quando la riproduzione avviene in ambiente naturale, i maschi scavano delle buche nella sabbia e delimitano un territorio ai limiti della prateria di posidonia, difendendolo attivamente. Le femmine nuotano in sciami al di sopra della zona di riproduzione, scendendo in piccoli gruppi all'interno dei nidi (Harmelin e Harmelin Vivien, 1976).

Materiali e metodi

La barriera artificiale di Alassio, realizzata al fine di proteggere la prateria di *Posidonia oceanica*, è formata da due nuclei di ripopolamento di 24 piramidi, costituite da 5 blocchi di calcestruzzo di 2 m di spigolo, unite da una fascia di tetrapodi e massi di 1 m di spigolo: i nuclei prendono il nome di Capo S. Croce e del Pontile.

Nell'ambito di una campagna di studio del popolamento ittico, mediante l'utilizzo del visual census che prevedeva due rilevamenti per stagione condotti sui due nuclei utilizzando una tecnica mista (censimenti per punti fissi e transetti) di impiego corrente per gli studi relativi ad habitat artificiali (Relini *et al*., 1995), è stato osservato il comportamento riproduttivo di *Spicara smaris.*

Risultati

L'aggregazione riproduttiva di *Spicara smaris* è avvenuta nel mese di giugno 2000 solo sul nucleo del Pontile, alla profondità di 19 m, ed ha avuto una durata di circa quindici giorni. I maschi, in livrea riproduttiva, con linee e punti blu sulla testa e sulle pinne ed una vistosa macchia nera all'inizio della dorsale, hanno preso possesso di alcuni moduli della barriera, rimuovendo attivamente le alghe dalle superfici orizzontali delle piramidi per la delimitazione dei territori per la deposizione (fig. 1).

a



b



Fig. 1 - a) Due maschi in livrea riproduttiva presidiano i propri nidi; b) I nidi ricavati dalla rimozione delle alghe sui piani orizzontali dei blocchi della barriera (visti dall'alto).

a) Two brightly coloured reproductive males guard their nests; b) Nests are obtained by removing algal covering from horizontal surfaces of the reef (view from the top).

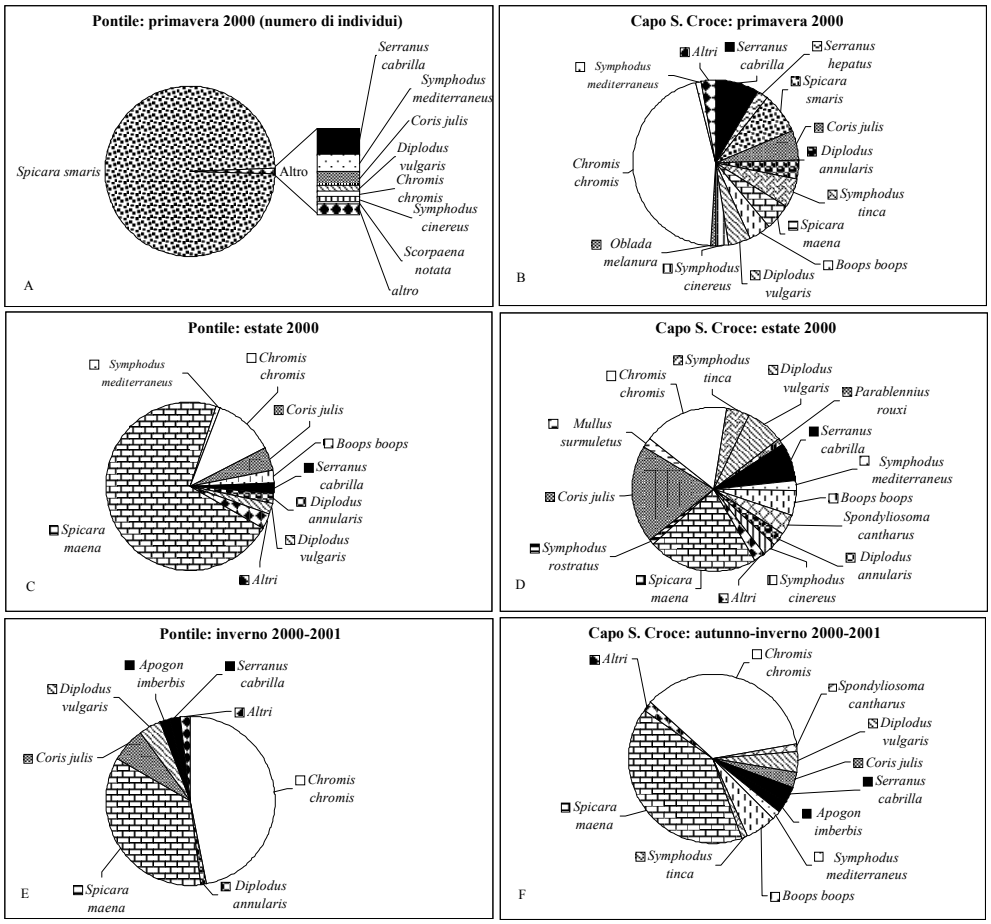


Fig. 2 - Composizione del popolamento ottenuta mediante visual census (numeri di individui) nelle diverse stagioni (A, B = primavera; C, D = estate; E, F = autunno). Il primo grafico (A) corrisponde all'evento riproduttivo dello zerro.

Fish population pattern in different seasons from visual census data (number of individuals) (A, B = spring; C, D = summer; E, F = autumn). The first pie (A) corresponds to Spicara smaris *reproduction.*

Altri nidi sono stati anche scavati nel sedimento alla base dei moduli.

La composizione del popolamento ittico della barriera è stata rilevata mediante visual census nelle differenti stagioni, su due stazioni corrispondenti ai due nuclei di ripopolamento di Capo S. Croce e del Pontile (fig.2). Il primo grafico (fig. 2A) coincide con l'evento riproduttivo dello zerro.

Conclusioni

Lo zerro, *Spicara smaris,* è stato censito quasi esclusivamente nel mese di giugno, quando in occasione della riproduzione, sembra abbia sostituito la congenere *Spicara*

maena, osservata sulla barriera nelle altre date. L'evento riproduttivo ha determinato spiccati cambiamenti nella copertura dei blocchi e nella composizione della fauna ittica associata.

I piani orizzontali dei blocchi della barriera sono stati considerati dai maschi una superficie preferenziale per la costruzione dei nidi rispetto al fondale circostante, probabilmente per la maggior visibilità nei confronti degli sciami delle femmine. La castagnola *Chromis chromis*, sembra essere stata allontanata dalla massiccia presenza degli zerri.

E' stato dimostrato l'effettivo contributo da parte dei pesci nel determinare spiccate variazioni nella copertura algale dei moduli artificiali, in precedenza soltanto ipotizzato (Puccio *et al*., 2000).

L'evento riproduttivo si è ripetuto nel 2001 tra maggio e giugno.

Bibliografia

BINI G. (1968) - Atlante dei pesci delle coste italiane. Mondo Sommerso, **5**: 175 pp.

HARMELIN J.G, HARMELIN-VIVIEN L. (1976) - Observations "in situ" des aires de ponte de *Spicara smaris* (L.) (Pisces, Perciformes, Centracanthidae) dans les eaux de Port-Cros. *Trav, sci. Parc nation. Port Cros.,* **2**: 115-120.

PUCCIO V., TORCHIA G., RELINI M., BRESSAN G. (2000) - Valutazione del ruolo dei ricci nello sviluppo del fitobenthos dei substrati artificiali della barriera di Loano (SV), Mar Ligure. *Biol. Mar. Medit.,* **8** (1): 617-622.

RELINI G., RELINI M., TORCHIA G. (1995) - La barriera artificiale di Loano. *Biol. Mar. Medit.* **2** (1): 21-64.

RELINI M., TORCHIA G., RELINI G. (1995) - Fish population patterns in a coastal artificial habitat in the N-W Mediterranean. In: A. Eleftheriou, A. Ansel, G.J. Smith (eds), *28th EMBS, Creta.*, Olsen and Olsen, DK: 359-368.

SALEKHOVA L.P. (1969). The spawning and spawning grounds of *Spicara smaris* (L.) *American Fish. Soc*., **9** (1): 136-139.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 804-807

M. Sbrana, B. Reale, I. Rossetti*, P. Sartor

Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata,
C.I.B.M., Viale N. Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italy.
*Cooperativa di Ricerca Aplysia, Livorno.

FISHING GROUNDS OF THE LIVORNO ARTISANAL FLEET, EASTERN LIGURIAN SEA

ZONE DI PESCA DELLA FLOTTIGLIA ARTIGIANALE DI LIVORNO, MAR LIGURE ORIENTALE

Abstract

Distribution of the fishing effort of the Livorno artisanal fleet was studied according to the most important gears: trammel net, "small size" trammel net and gill net. Maps of the relative abundance of the target species (Landing per Unit of Effort, kg/1000 m of net) were produced for each gear.

Key-words: *artisanal fishing, set nets, fishing grounds, LPUE, eastern Ligurian Sea.*

Introduction

The Livorno fishing fleet is mainly constituted by artisanal vessels (about 70 units), characterised by low overall length (mean value 7.7 m±2.6 s.d.), tonnage (mean 4.1 t±2.7 s.d.) and engine power (mean 54.4 kW±41.4 s.d.) and generally operating near to the coast. Different types of set nets are employed to exploit several target species (Fabi and Sbrana, in press). Thus trammel nets (60-70 mm inner panel stretched mesh size) are used to catch cuttlefish (*Sepia officinalis*), above all in winter-spring, as well as striped seabream (*Lithognathus mormyrus*) and common sole (*Solea vulgaris*), which are caught especially in spring and summer; "small size" trammel nets (about 40 mm inner panel stretched mesh size), are utilised to catch red mullet (*Mullus barbatus*), striped red mullet (*M. surmuletus*) and cuttlefish in spring-summer; gill nets (about 80 mm stretched mesh size) are used to catch common sole from March to October. This study was carried out in order to identify the most important fishing grounds of the Livorno fishing fleet.

Materials and methods

From July 1998 to June 2001, the Livorno artisanal fleet was monitored by gathering data both at the landing point and directly on board. Data were acquired on a fortnightly basis with a minimum of 8 days per month (4 each fortnight); for each sampled boat, information on fishing activity (gear and fishing time), fishing grounds (latitude, longitude and depth), fishing capacity (meters of net) and catches (total weight by species and/or commercial category) was collected. In the studied period a total of 1216 observations (fishing days per boat) was gathered.

Geo-referenced data were analysed by a Geographic Information System using a suitable algorithm (Weighted Inverse Distance). Maps showing distribution of the fishing effort of each gear (fishing days) and relative abundance of the target species (Landing per Unit of Effort, LPUE, kg/1000 m of net) were produced.

Results and conclusions

The fishing effort of trammel nets, the most widely employed gears, is distributed mainly to the north of Livorno harbour (Fig. 1A), on sandy-muddy bottoms (5-15 m depth). Some differences can be observed by comparing areas with the highest LPUEs of each target species (Fig. 1B, C, D). Cuttlefish fishing grounds substantially overlap with the zone of maximum effort of this gear; in contrast, the areas of maximum LPUEs are slightly shifted to the north for common sole (from 5 to 20 m depth) and offshore for striped seabream (from 15 to 25 m depth).

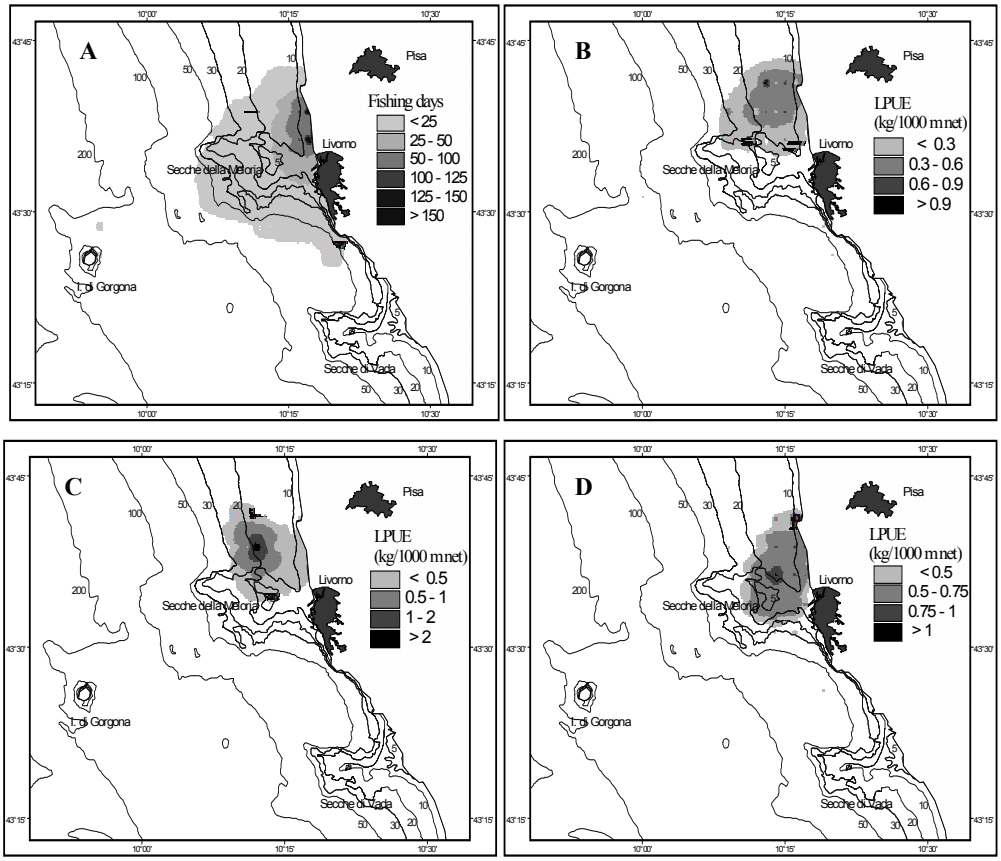


Fig. 1 - Trammel net: spatial distribution of the fishing effort (A). Maps of the relative abundance (LPUE) of common sole (B), striped seabream (C) and cuttlefish (D).

Tramaglio: distribuzione spaziale dello sforzo di pesca (A). Mappe dell'indice di abbondanza relativa (LPUE) di sogliola (B), mormora (C) e seppia (D).

With "small size" trammel nets, although the effort is distributed over a wide area, most of the activity of this gear is carried out in the zone comprised between the har-

bour and the "Secche della Meloria", on rocky-muddy bottoms (Fig. 2A). For this net the area of greatest yields of cuttlefish likewise corresponds to the zone of maximum effort; "Secche della Meloria" and "Secche di Vada" are the areas with the highest LPUEs for striped red mullet, while for red mullet the LPUE shows maximum values near the coast and on the outer part of the "Secche della Meloria", where muddy bottoms prevail (Fig. 2B, C, D).

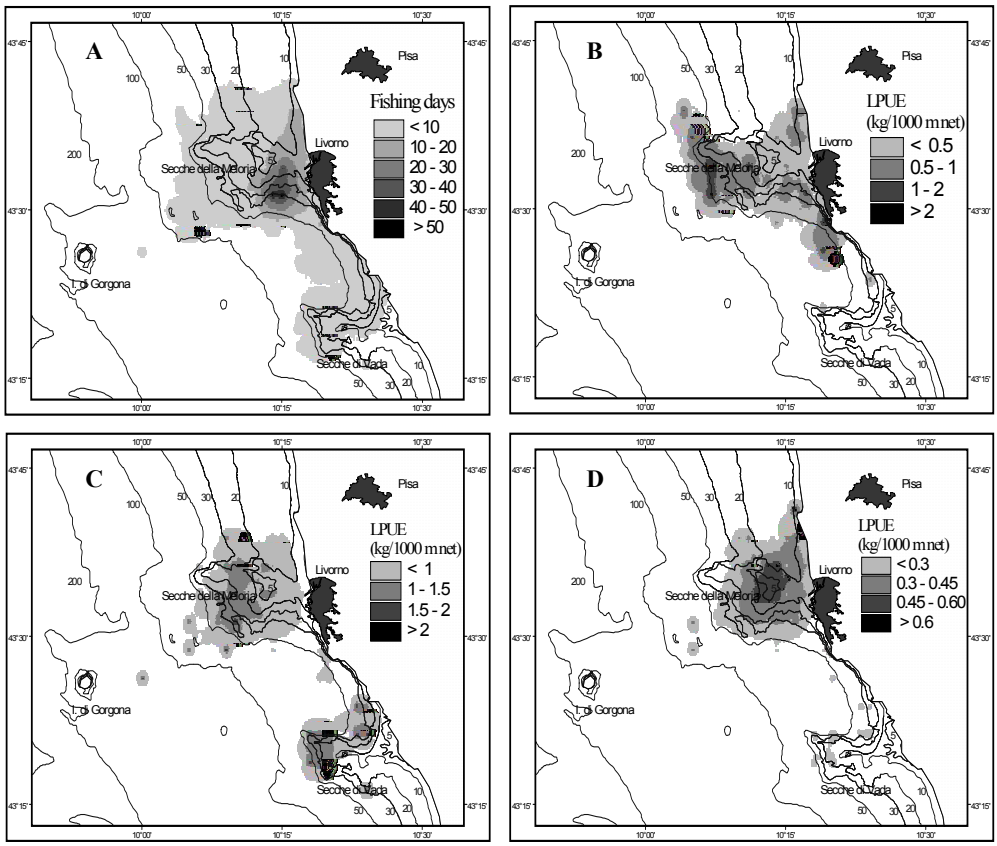


Fig. 2 - "Small size" trammel net: spatial distribution of the fishing effort (A). Maps of the relative abundance (LPUE) of red mullet (B), striped red mullet (C) and cuttlefish (D).

Tramaglino: distribuzione spaziale dello sforzo di pesca (A). Mappe dell'indice di abbondanza relativa (LPUE) di triglia di fango (B), triglia di scoglio (C) e di seppia (D).

The fishing ground of gill nets partially overlaps with that of trammel net (Fig. 3A), although highest gill net activity is observed at greater depth. With this gear, high LPUEs of common sole (Fig. 3B) were found over a wide area; maximum values ranged from 40 to 50 m depth.

Results show that in some cases the areas of maximum fishing effort, localised near the harbour, do not correspond to the zones of maximum fishing yields. These areas, located far from the harbour, are often beyond the operational range of the fleet, due to the large duration of fishing trips and the greater risks of bad sea conditions.

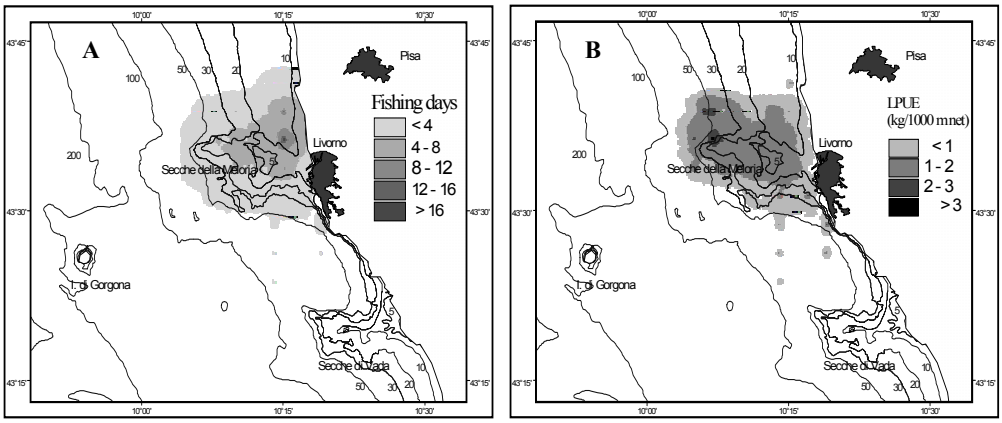


Fig. 3 - Gill net: spatial distribution of the fishing effort (A) and map of the relative abundance (LPUE) of common sole (B).

Rete ad imbrocco: distribuzione spaziale dello sforzo di pesca (A) e mappa dell'indice di abbondanza relativa (LPUE) della sogliola (B).

References

FABI G., SBRANA M. (in press) - Attrezzi della piccola pesca utilizzati in funzione della successione stagionale e dell'eco-etologia delle specie ittiche in due aree costiere (Tirreno Settentrionale e Medio Adriatico). Ministero Politiche Agricole e Forestali.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 808-812

F. Serena, R. Baino

Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana, Area Mare
Sezione Regionale: Gestione della fauna ittica, Ecosistemi marini e Acquacoltura,
Via Marradi, 114 - 57126 Livorno, Italia.

ANALISI PRELIMINARE DELLE CATTURE DI UNA RETE A STRASCICO CON DOPPIO SACCO

CATCH COMPOSITION OF A TRAWL NET WITH DOUBLE CODEND

Abstract

A modified trawl net is used by the Livorno fleet since 20 years. A second codend is tied above the traditional one and they are connected by 30cm holes. About 50% of the fish move through the holes to the upper codend, which is almost free of discarded material. Species with more pelagic behaviour (e.g. Micromesistius poutassou, Argentina sphyraena, Merluccius merluccius*) are mainly found in the upper codend, while most of crustaceans, cephalopods and selachians remain in the lower one. No differences in size structure have been found in the specimens caught by the two codends.*

Key-words*: fishing gears, trawl net, catch composition.*

Introduzione

Negli ultimi decenni, per ottimizzare l'impatto della pesca sulle popolazioni ittiche, si è sviluppata una particolare attenzione verso reti a strascico dotate di dispositivi che permettono la separazione, ed eventualmente la fuga, di particolari specie o classi di taglia (Main e Sangster, 1982; Madsen *et al*., 1998; Anonimo, 2000).

Un tipico esempio di imbarcazione a strascico tirrenica di medie dimensioni (45 TSL, 300 kW) utilizza una rete il cui piano di costruzione prevede una lunghezza di circa 30 m con un sacco finale lungo 5 m (Fig.1), e che in pesca ha un'apertura orizzontale di 15 m (Fiorentini *et al*., 1998).

Un modello di rete a strascico con due sacchi finali, derivata dalla tradizionale rete italiana, è stato messo a punto circa 20 anni fa nella marineria livornese. Lo strumento si è dimostrato particolarmente vantaggioso e oggi è utilizzato in pratica dalla totalità dei pescatori a traino della marineria. L'elemento innovativo è rappresentato da un secondo sacco separato da quello consueto della rete e cucito superiormente ad esso; i due sacchi comunicano tramite tre finestre del diametro di 20-30 cm che si aprono in prossimità della cucitura al corpo della rete.

Durante il traino, per la resistenza delle maglie e del suo contenuto, il sacco tende a gonfiarsi e al suo interno si crea un idrodinamismo ridotto, che permette ai pesci più abili nel nuoto di tentare la fuga attraverso le aperture superiori. Questi passano così nel secondo sacco, che raccoglie una parte del pescato in modo pulito (privo cioè del materiale antropico e biologico di scarto, quale ad es. *Leptometra phalangium, Gryphus vitreus, Stichopus regalis, Echinus sp.*, ecc.) e perciò molto più facilmente gestibile dal pescatore.

Il presente lavoro si propone di valutare la suddivisione quantitativa del pescato tra i due sacchi in relazione alle specie ittiche più abbondanti ed alla loro taglia.

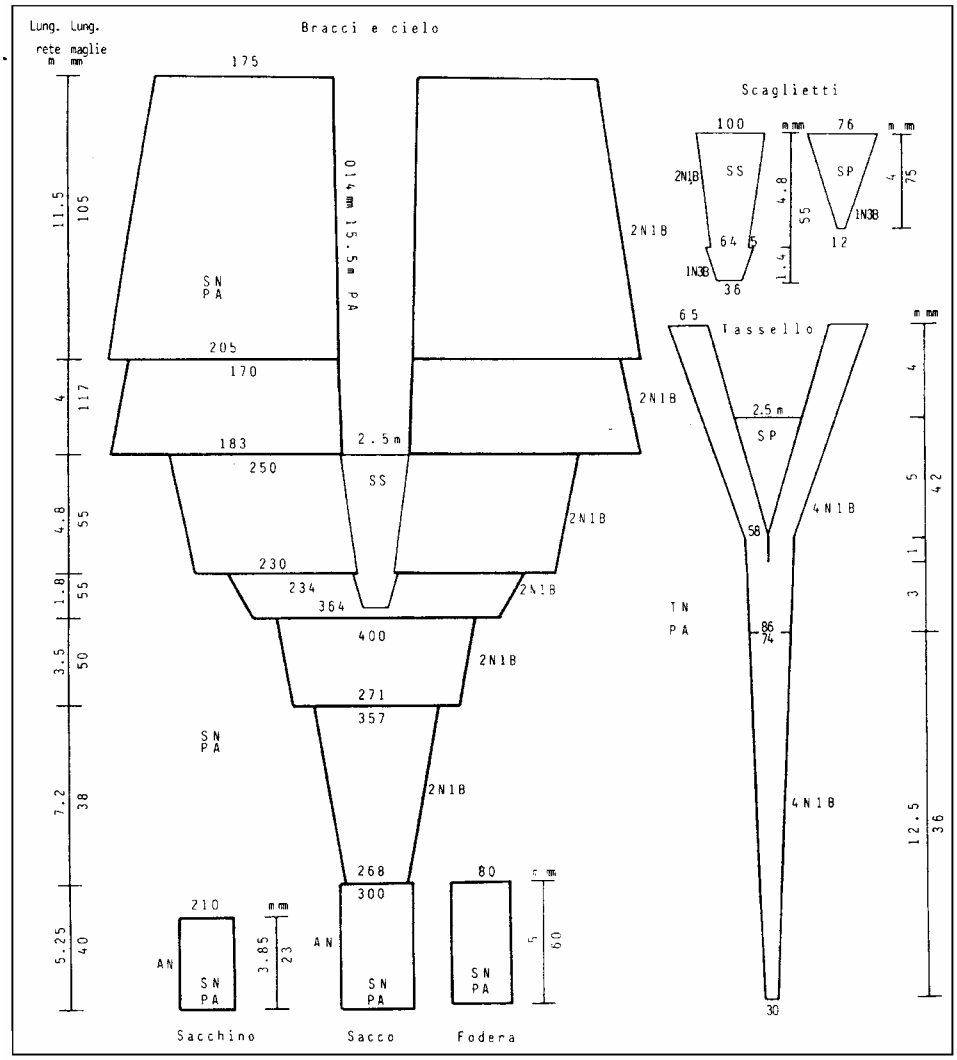


Fig. 1 - Piano di costruzione della rete a strascico.
Design of the bottom trawl net.

Materiali e metodi

Per valutare l'efficacia di tale rete, durante le campagne di ricerca con rete a strascico (programma GRUND), sono state condotte 17 cale di 1 ora, a profondità variabili comprese tra 26 e 544 m, e tutto il pescato è stato esaminato separatamente per i due sacchi. Complessivamente sono state catturate 120 specie ittiche: 33 di queste, rappresentate da oltre 100 individui (fino ad alcune migliaia), sono state analizzate per valutarne l'abbondanza relativa (in numero e peso) dei due sacchi. Per le specie nume-

ricamente più rappresentate sono state calcolate anche le distribuzioni di frequenza delle taglie. Al fine di verificare la significatività di eventuali differenze di taglia nei due sacchi è stato applicato il test χ^2 alle distribuzioni di lunghezza stabilizzate tramite media mobile (running average; RA3).

Risultati e conclusioni

Escludendo il materiale di scarto (lo "sporco") il sacco superiore raccoglie il 42% del pescato in peso (51% in numero di individui), che però è costituito quasi esclusivamente da osteitti in quanto nel sacco inferiore rimane il 91% dei crostacei, l'81% dei cefalopodi e gran parte dei selaci (78%).

In Tab.1 sono elencate le specie con caratteristiche progressivamente meno pelagiche e più demersali. E' risultato che alcune specie si trovano soprattutto nel sacco superiore (*Sardina pilchardus, Argentina sphyraena, Micromesistius poutassou, Mer-*

Tab. 1 - Ripartizione nei due sacchi delle 33 specie con catture di oltre 100 individui complessivi. Le percentuali sono state confrontate con il il test χ^2.

Subdivision in the two codends of the 33 species with more than 100 individuals caught. The percentages were compared according the χ^2 test.

Taxon	Catture nel sacco				Test χ^2	Percentuale individui catturati nel sacco	
	superiore		inferiore				
	kg	num	kg	num	Prob.	superiore	inferiore
Micromesistius poutassou	38,3	336	6,9	59	0,00	85%	15%
Spicara smaris	4,8	226	1,0	40	0,00	85%	15%
Merluccius merluccius	27,1	729	8,18	236	0,00	76%	24%
Gadiculus argenteus	27,01	4543	10,69	1599	0,00	74%	26%
Argentina sphyraena	7,7	511	3,06	185	0,00	73%	27%
Sardina pilchardus	19,52	1261	8,9	477	0,00	73%	27%
Phycis blennoides	22,5	289	9,3	150	0,00	66%	34%
Spicara flexuosa	8,16	348	5,95	225	0,00	61%	39%
Chlorophthalmus agassizii	17,58	672	13,44	506	0,00	57%	43%
Capros aper	1,41	62	1,42	60	0,86	51%	49%
Trachurus trachurus	12,31	821	12,43	968	0,00	46%	54%
Arnoglossus rueppelli	1,35	67	1,95	79	0,32	46%	54%
Sepia orbignyana	2,02	70	2,59	97	0,04	42%	58%
Aspitrigla obscura	2,22	46	3,48	68	0,04	40%	60%
Diplodus annularis	1,35	50	2,25	80	0,01	38%	62%
Boops boops	3,02	47	8,59	82	0,00	36%	64%
Sepietta oweniana	0,26	37	1,34	77	0,00	32%	68%
Sepia elegans	0,22	28	0,9	83	0,00	25%	75%
Mullus barbatus	3,21	317	8,93	982	0,00	24%	76%
Hymenocephalus italicus	0,3	30	0,54	96	0,00	24%	76%
Helicolenus dactylopterus	2,56	43	7,5	148	0,00	23%	77%
Lepidotrigla cavillone	0,82	85	1,65	304	0,00	22%	78%
Etmopterus spinax	0,98	59	5,49	213	0,00	22%	78%
Loligo vulgaris	1,25	34	4,23	143	0,00	19%	81%
Galeus melastomus	20,11	223	58,93	949	0,00	19%	81%
Eledone cirrhosa	4,35	30	19,9	139	0,00	18%	82%
Plesionika heterocarpus	0,09	28	0,51	152	0,00	16%	84%
Lepidorhombus boscii	0,39	46	4,48	322	0,00	13%	88%
Parapenaeus longirostris	0,74	41	6,2	310	0,00	12%	88%
Nephrops norvegicus	3,04	88	31,08	895	0,00	9%	91%
Chimaera monstrosa	0,58	13	7,4	190	0,00	6%	94%
Pasiphaea sivado	0	0	0,27	281	0,00	0%	100%
Aporrhais pespelecani	0	0	1,6	121	0,00	0%	100%

luccius merluccius, Spicara smaris, Phycis blennoides), altre si suddividono intorno al 50% (*Capros aper, Arnoglossus rueppelli*), mentre quelle tipicamente bentoniche si concentrano nel sacco inferiore (*Nephrops norvegicus, Lepidorhombus boscii, Galeus melastomus, Eledone cirrhosa*).

In Tab.1 è anche riportato il valore di probabilità del test χ^2 sotto l'H_0 che non vi sia differenza nel numero di individui catturato dai due sacchi: tale differenza è risultata sempre significativa ad esclusione di 4 specie con un limitato numero di individui.

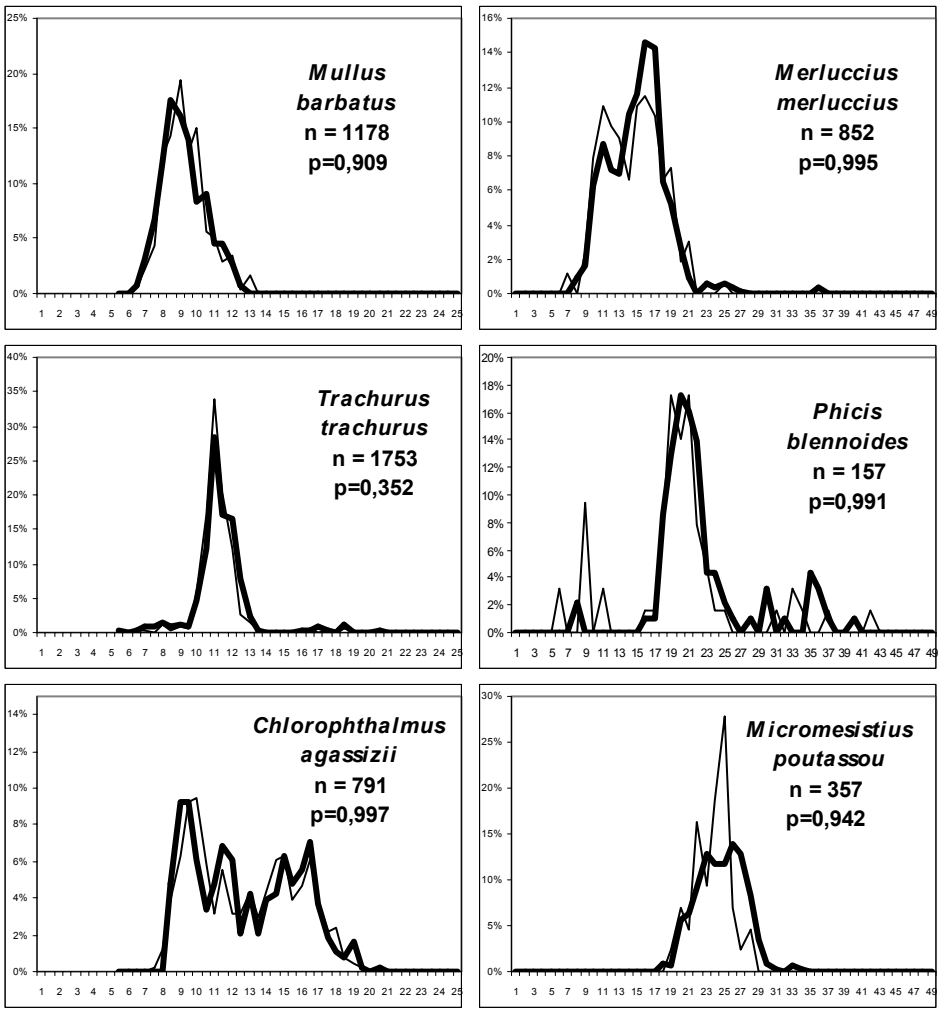


Fig. 2 - Distribuzioni di taglia (lunghezza totale in cm) delle catture: linea spessa nel sacco superiore, linea sottile in quello inferiore. n = numero complessivo di individui, p = livello di probabilità del test χ^2 .

Size distributions (total length in cm) of the catches: bold line in the upper codend, thin line in the lower one. n = global number of specimens, p = probability level of the χ^2 test .

Contrariamente a quanto osservato da Engas *et al.* (1998) in un diverso tipo di strascico a doppio sacco, la struttura di taglia (Fig.2) per le specie esaminate (*M. merluccius, P. blennoides, M. poutassou, Mullus barbatus, Trachurus trachurus, Chlorophthalmus agassizii*) non mostra in alcun caso differenze statisticamente significative, anche se, ad esempio, gli individui di *M. poutassou* di oltre 27cm sono più abbondanti nel sacco superiore.

La rete così modificata si dimostra quindi un efficiente strumento di separazione del pescato commerciale: nel sacco superiore si raccoglie parte della cattura, assolutamente priva dello scarto biologico costituito da invertebrati (questo di solito rappresenta il 30-50% in peso) che invece si concentra nel sacco inferiore. Questa ripartizione del pescato costituisce per il pescatore un risparmio di tempo nella fase di cernita ed inoltre il pesce presenta una maggiore integrità, in quanto soggetto a minori sollecitazioni meccaniche durante la cattura, e conseguentemente riesce a spuntare un migliore prezzo di vendita.

Bibliografia

ANONIMO (2000) – How can we protect young fish? Improving the selectivity of fishing gear. *Fishing in Europe*, **3**: 5-8.

ENGAS A., JORGENSEN T., WEST C.W. (1998) – A species-selective trawl for demersal gadoid fisheries. *ICES Journal of Marine Science,* **55**: 835-845.

FIORENTINI L., COSIMI G., SALA A., LEONORI I., PALUMBO V. (1998) – Ulteriori osservazioni sulle prestazioni delle attrezzature a strascico impiegate per la valutazione delle risorse demersali in Italia. *Biol. Mar. Medit*., **5** (3): 792-801.

MADSEN N., MOTH-POULSEN T., LOWRY N. (1998) – Selectivity experiments with window codends fished in the Baltic Sea cod (*Gadus morhua*) fishery. *Fisheries Research*, **36**: 1-14.

MAIN J., SANGSTER G.I. (1982) – A study of a multilevel bottom trawl for species separation using direct observation techniques. *Scottish Fisheries Research Report*, **96**: 1-17.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 813-817

R. Silvestri, A. Voliani, A. Zucchi

A.R.P.A.T., Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana,
Sezione Regionale G.E.A., Via Marradi, 114 - 57126 Livorno, Italia.

NOTA SULLA BIOLOGIA DI *SCORPAENA PORCUS* LINNEO, 1758 NEL MAR LIGURE MERIDIONALE

NOTE ON THE BIOLOGY OF SCORPAENA PORCUS *LINNEO, 1758 IN THE SOUTHERN LIGURIAN SEA*

Abstract

This work reports biological data on the black scorpionfish (Scorpaena porcus, *Osteichthyes, Scorpaenidae), on the basis of fishing experiments with trammel net and trawl, carried out south of Livorno. The size range of the captured individuals is between 8 and 24 cm. The species shows a rather low individual growth. The sex-ratio shows a predominance of females (F/F+M = 0,54). The diet spectrum is mainly constituted by crustaceans.*

Key-words*:* Scorpaena porcus, *growth, diet, Ligurian Sea.*

Introduzione

Scorpaena porcus è una specie molto comune lungo la fascia costiera, in particolare sui fondi duri e sulle praterie di fanerogame marine (Relini *et al*., 1999). E' caratterizzato da un'attività prevalentemente notturna ed è quindi molto comune nelle catture delle reti da posta calate al tramonto sui fondi duri. Lo scorfano nero non ha un elevato valore commerciale a causa delle modeste dimensioni degli esemplari comunemente catturati; è comunque presente con continuità nei mercati, dove costituisce una delle specie più importanti delle cassette di "misto" destinate alla zuppa di pesce.

Il presente lavoro si propone di fornire informazioni sulla biologia dello scorfano nero del quale si dispone di scarse indicazioni riguardo ai mari italiani.

Materiali e metodi

I dati utilizzati provengono dalle indagini rivolte a monitorare i rendimenti delle reti da posta lungo la costa livornese, con cadenza mensile, negli anni dal 1988 al 1991 e dal 1997 al 2000. I prelievi sono avvenuti con una rete tipo tremaglio (maglia del panno interno di 42 mm), entro la batimetrica di 15 metri. Altre informazioni, utilizzate per confronto, sono state ottenute dall'analisi di esemplari campionati sporadicamente con reti a strascico.

Degli esemplari catturati è stata misurata la lunghezza totale (LT al mezzo cm), mentre su un campione sono stati rilevati il peso al decimo di g, il sesso, lo stadio di maturità delle gonadi ed il contenuto gastrico. I risultati dell'analisi dei contenuti gastrici sono stati espressi in percentuale di frequenza delle prede (Hyslop, 1980).

Le distribuzioni di taglia di circa 2500 individui catturati con il tremaglio, uniformemente distribuite per tutti i mesi dell'anno, hanno consentito di analizzare la progressione delle classi modali e di stimare i parametri di crescita secondo il modello di von Bertalanffy mediante l'uso di algoritmi disponibili nel software FiSAT (Gayanilo

et al., 1996). I parametri della relazione lunghezza-peso sono stati stimati sulle trasformate logaritmiche dei dati di 865 esemplari, compresi tra 8 e 24 cm LT.

Risultati

Le distribuzioni di taglia per stagione e per tutti gli anni combinati sono riportate in Fig. 1; sugli istogrammi sono disegnate anche le curve gaussiane che descrivono le classi di età 1 e 2. L'applicazione del test χ^2 non ha mostrato differenze significative tra le distribuzioni di taglia separate per sesso ($p=0,271$). La taglia massima è risultata maggiore nelle femmine (LT=24,5 cm) rispetto ai maschi (LT=21,5 cm).

I parametri di crescita sono risultati:

$$K=0,182 \text{ anni}^{-1} \quad L_{\infty}=32,4 \text{ cm} \quad t_0=-0,93 \text{ anni}$$

La corrispondente relazione taglia/età è la seguente:

Età (anni)	1	1,5	2	2,5	3	3,5	4
LT (cm)	9,6	11,6	13,4	15,0	16,6	17,9	19,2

I parametri della relazione lunghezza-peso ($P=a*L^b$) non sono risultati statisticamente diversi per i due sessi; elaborando congiuntamente tutti i dati, è risultato:

$$a=0,0262 \text{ (LF95\% 0,0236-0,0290)} \quad b=2,905 \text{ (LF95\% 2,866-2,944)} \quad R^2=0,959$$

L'analisi delle gonadi di 1324 esemplari ha permesso l'identificazione di 712 femmine e 612 maschi (F/F+M=0,54); dall'applicazione del test χ^2 è risultato che il numero delle femmine è significativamente superiore a quello dei maschi (H_0 di uguaglianza rifiutato con $p=0,006$). Nel campione proveniente dalle reti da posta, compreso tra 8 e 24 cm LT, non sono stati individuati esemplari con le gonadi mature in alcun periodo dell'anno. Circa 50 esemplari di entrambi i sessi, compresi tra 9 e 20 cm LT e prossimi alla riproduzione sono invece stati catturati in estate, con la rete a strascico, a profondità di 20-25 metri e a poche miglia dall'area di indagine. I dati disponibili permettono di ipotizzare che la riproduzione avvenga in luglio-agosto e a partire già dal primo anno di vita (circa 10 cm LT).

Dei 294 stomaci analizzati, 44 sono risultati vuoti; il coefficiente di vacuità medio è risultato di 0,15 (0,29 in inverno e 0,06 in estate). Le abitudini alimentari dello scorfano nero, pur basandosi soprattutto sui Crostacei, sono risultate molto varie comprendendo un numero elevato di specie (Tab. 1).

È utile segnalare la presenza di esemplari parassitati (circa il 2%) da *Trachelobdella lubrica*, specie di Irudinei Piscicolidi che si insedia solitamente all'interno dell'opercolo branchiale. Non è stata individuata alcuna relazione tra tale fenomeno e la taglia degli individui ospiti del parassita, né con il periodo di campionamento.

Conclusioni

Dalle elaborazioni delle distribuzioni di taglia è risultato che lo scorfano nero ha un accrescimento lento, anche se meno marcatamente di quanto rilevato, mediante lettura di otoliti, in Adriatico, da Jardas e Pallaoro (1992) e mediante scalimetria da Bradai e Bouain (1988) nel Golfo di Gabès. I parametri stimati descrivono correttamente la curva di crescita per età comprese tra 1 e 4-5 anni; l'informazione sull'accrescimento

Tab. 1 - Percentuale di presenza delle prede negli stomaci non vuoti. I valori tra parentesi sono relativi alla sola stagione estiva.

Percentage of occurrence of prey items in non-empty stomachs. The values in brackets refer only to summer.

CRUSTACEA		Brachyura (cont.)	
DECAPODA		*Xantho incisus granulic.*	3,6
Natantia	**80,4** (97,6)	*Xantho pilipes*	4,8
Alpheus dentipes	40,0	*Xantho poressa*	0,8
Alpheus macrocheles	0,8	*Xantho* sp.	5,2
Alpheus sp.	1,2	Brachyura sp.	4,4
Athanas nitescens	35,2		
Lysmata seticaudata	10,8	Anomura	**23,2** (15,7)
Palaemon serratus	0,8	*Galathea bolivari*	14,8
Palaemon xiphias	2,4	*Galathea squamifera*	0,4
Philocheras fasciatus	0,4	*Galathea* sp.	3,2
Philocheras sculptus	0,4	Paguridae	1,2
Processa edulis	37,6	*Pisidia longimana*	2,8
Processa macrophthalma	0,8	*Pisidia* sp.	0,4
Processa robusta	4,0	*Porcellana platycheles*	2,0
Processa sp.	1,2		
Sicyonia carinata	0,8	ISOPODA	**10,0** (9,7)
Thoralus cranchii	26,0		
Natantia sp.	4,8	AMPHIPODA	**43,2** (43,4)
Reptantia		MYSIDACEA	**12,8** (31,3)
Brachyura	**52,0** (53,6)		
Acanthonyx lunulatus	4,0	**MOLLUSCHA**	
Herbstia condyliata	0,8	CEPHALOPODA	**0,4** (0,0)
Hippolyte inermis	0,8	*Sepiola* sp.	0,4
Hippolyte leptocerus	2,0		
Hippolyte longirostris	1,2	GASTROPODA	**2,8** (0,0)
Ilia nucleus	5,2	*Bittium reticulatum*	2,0
Inachus phalangium	0,8	*Hinia incrassata*	0,4
Macropipus arcuatus	5,2	Gastropoda non id.	0,8
Macropipus corrugatus	0,4		
Macropipus depurator	0,4	**ANELLIDA**	
Macropipus zariquieyi	0,4	POLYCHAETA	**27,2** (43,4)
Macropodia czerniavskii	1,2		
Pilumnus hirtellus	9,2	**ECHINODERMATA**	
Pilumnus villosissimus	5,6	OPHIUROIDEA	**0,4** (0,0)
Pilumnus sp.	0,8	*Amphiura chiajei*	0,4
Pirimela denticulata	0,4		
Pisa armata	0,8	**OSTEICHTHYES**	**4,8** (7,2)
Pisa corallina	0,8	Blennidae	0,4
Pisa muscosa	0,8	*Gaidropsarus* sp.	0,4
Pisa tetraodon	2,8	Gobidae	1,6
Pisa sp.	2,4	*Lepadogaster lepadogaster*	1,2
Sirpus zariquieyi	2,8	Osteichthyes non id.	1,2

nel primo anno di vita è insufficiente in quanto la selettività del campionatore utilizzato non ha consentito in genere di raccogliere esemplari di LT minore di 10 cm.

Il rapporto tra i sessi è spostato a favore delle femmine (F/F+M=0,54) anche se in maniera decisamente meno marcata di quanto rilevato da Bradai e Bouain (1991) sulle coste della Tunisia (F/F+M=0,79).

Il fatto che in nessun momento dell'anno siano stati individuati esemplari con le gonadi mature ha suggerito l'ipotesi che l'area di indagine non presenti caratteristiche idonee per la riproduzione; l'osservazione che invece a poche miglia di distanza e a profondità di 20-25 metri, in estate siano stati campionati esemplari di entrambi i sessi, prossimi alla riproduzione, suggerisce l'ipotesi che proprio il fattore batimetrico possa essere limitante per questo fenomeno.

La riproduzione avviene in estate, come già affermato da Bradai e Bouain (1991), ma sulle coste toscane lo scorfano nero sembra riprodursi a taglie minori e, soprattutto, già al primo anno di vita, non al terzo, come affermato dagli stessi Autori per il Golfo

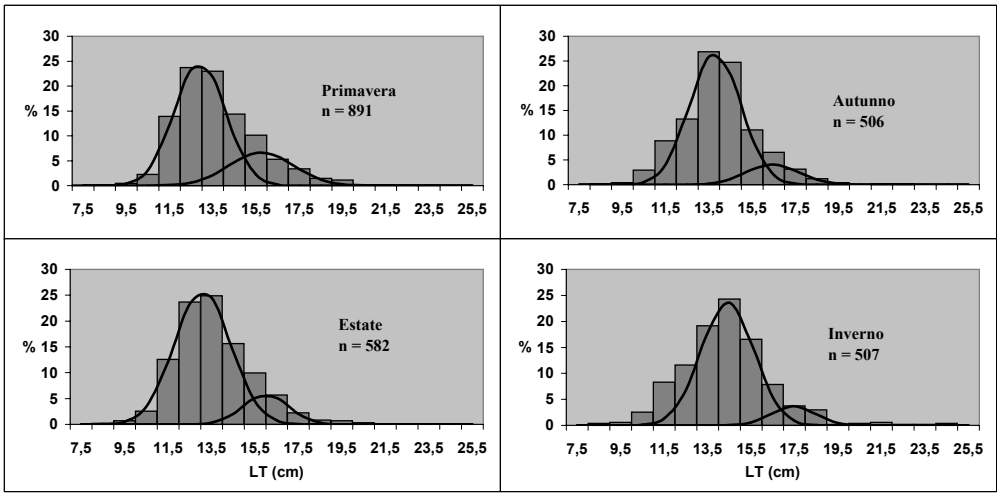


Fig. 1 - Distribuzioni di taglia per stagione (tutti gli anni combinati) di *Scorpaena porcus* e curve gaussiane relative alle classi di età 1 e 2.

Length-frequency distributions by season (all years pooled) of Scorpaena porcus *and gaussian curves of age classes 1 and 2.*

di Gabes. Lo scarso numero di esemplari maturi campionati suggerisce comunque di effettuare ulteriori indagini in proposito.

I taxa più rappresentati nella dieta dello scorfano nero sono risultati i Crostacei Decapodi, Natanti e Reptanti; sono inoltre risultati predati Isopodi, Anfipodi, Misidacei ed anche Policheti, Echinodermi, piccoli Teleostei e Molluschi Cefalopodi e Gasteropodi. Le proporzioni tra i taxa predati differiscono decisamente da quanto osservato da Carpentieri *et al*. (2001) nel Tirreno Centrale, forse a causa del diverso ambiente indagato, mentre appaiono più simili con quanto osservato da Arculeo *et al*. (1989) per il Golfo di Palermo.

Nell'analisi stagionale si nota che la percentuale di stomaci vuoti diminuisce dall'inverno all'estate, così come aumenta la quantità di prede per stomaco; inoltre in estate risultano più numerosi i Crostacei Decapodi Natanti e Misidacei, mentre scompaiono Molluschi Gasteropodi e Ofiure, probabilmente predati solo nel caso di scarsa disponibilità di alimento.

Ringraziamenti

Si ringrazia il Prof. Alessandro Minelli per il contributo fornitoci nella determinazione dei parassiti Irudinei.

Bibliografia

ARCULEO M., FROGLIA C., RIGGIO S. (1989) - Considerazioni sull'alimentazione di alcune specie ittiche dei fondali infralitorali del Golfo di Palermo. *Oebalia,* **15** (1): 57-65.

BRADAI M.N., BOUAIN A. (1988) – Croissance linéaire absolue des Rascasses (*Scorpaena porcus* et *S. scrofa*) du Golfe de Gabès (Tunisie). *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.,* **31** (2): 265 pp.

BRADAI M.N., BOUAIN A. (1991) - Reproduction de *Scorpaena porcus* (Linne, 1758) et de *Scorpaena scrofa* (Linne, 1758) (Pisces, Scorpaenidae) du Golfe de Gabes. *Oebalia,* **17**: 167-180.

CARPENTIERI P., COLLOCA F., BELLUSCIO A., ARDIZZONE G.D. (2001) - Preliminary notes on feeding habits of *Scorpaena porcus* (Linnaeus, 1758) in the Central Tyrrhenian Sea. *Biol. Mar. Medit.,* **8** (1): 699-703.

GAYANILO F.C., SPARRE P., PAULY D. (1996) - The FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FiSAT). *User's Guide. FAO Computerized Information Series (Fisheries)*, **8**: 126 pp.

HYSLOP E.J. (1980) - Stomach contents analysis - a review of methods and their application. *J. Fish. Biol*., **17**: 411-429.

JARDAS I., PALLAORO A. (1992) - Age and growth of Black Scorpionfish, *Scorpaena porcus* L., 1758, in the Adriatic Sea. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.,* **33**: 296 pp.

RELINI G., BERTRAND J., ZAMBONI A. (eds) (1999) – Sintesi delle conoscenze sulle risorse da pesca dei fondi del Mediterraneo Centrale (Italia e Corsica). *Biol. Mar. Medit*., **6** (Suppl. 1): 869 pp.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 818-821

F. Tinti, I. Guarniero, N. Ungaro*, C. Piccinetti

Centro Interdip. Ricerca Scienze Ambientali, Università di Bologna, Via T. dall'Ova, 55 - 48100 Ravenna, Italia.
f.tinti@ambra.unibo.it
* Lab. Biol. Marina, Bari, Italy.

STRUTTURA GENETICA DI *SOLEA VULGARIS* DEI MARI ITALIANI DETERMINATA MEDIANTE ANALISI DELLA VARIABILITÀ DI MARCATORI MITOCONDRIALI

POPULATION GENETIC STRUCTURE OF THE ITALIAN STOCKS OF SOLEA VULGARIS *INFERRED BY MITOCHONDRIAL DNA MARKER VARIATION ANALYSIS*

Abstract

A genetic stock structure analysis of Solea vulgaris *(Soleidae, Teleostea) from five Italian Seas was carried out by screening the variation of a mitochondrial DNA marker (5'-end of the control region). Haplotype frequency differences were detected among samples either from different fishing areas or within the same basin, suggesting the presence of separated populations or sub-populations with retarded genetic exchanges.*

Key-words*: flatfish, common sole, control region, mitochondrial DNA marker.*

Introduzione

Nella regione Atlanto-Mediterranea la sogliola comune *Solea vulgaris* Quensel 1806 (=*S. solea* L. 1758) rappresenta una delle risorse demersali di maggiore importanza bioeconomica. La drastica riduzione delle quantità pescate di tale specie nell'ultimo decennio (FAO, 1998) e la necessità di realizzare una gestione sostenibile degli stock maggiormente sfruttati, hanno stimolato numerose analisi dei parametri bio-ecologici delle popolazioni. Tra queste, le analisi della variabilità genetica sono risultate utili ad identificare la presenza di unità di popolazione anche nell'ambito di una stessa zona di pesca (Kotoulas *et al*., 1995). Per gli stock italiani mancano tuttavia dati di questo tipo, quindi *S. vulgaris* è stata inserita tra le specie target di un progetto di ricerca mirante a definire la struttura di popolazione degli stock adriatici di risorse demersali mediante analisi della struttura genetica (Adriamed, 2001).

Materiali e metodi

Mediante PCR e sequenziamento è stata analizzata la variabilità di sequenza di un tratto di 283 pb della regione di controllo (o D-loop) del mtDNA in 9 campioni (209 individui) di sogliola comune pescati nelle seguenti località di campionamento di 5 differenti bacini/aree di pesca: DPO - Delta del Po, RMN - Rimini, NER - Foce Fiume Nerevta, LES - Lesina (Alto-Medio Adriatico); DUR - Durazzo (Basso Adriatico); GAL - Gallipoli, SIC - Costa Orientale Sicilia (Ionio); SAL - Salerno (Tirreno); LIV - Livorno (Mar Ligure). Nelle reazioni di amplificazione sono stati utilizzati i primer sviluppati specificatamente per la sogliola comune *So*sDLF (5'TCATTAAACTATCT-TCTGTC3') e *So*sDLR (5'GATATCTGTCCCTGACCATC3'). Le reazioni sono state eseguite in 25 µL contenenti 20 ng di DNA genomico, 1× Promega *Taq* buffer A, 2 mM $MgCl_2$, 0,2 mM ciascun dNTP (BRL), 0,5 µM ciascun primer, 0,5U di *Taq*

polimerasi (Promega). L'amplificazione genica è avvenuta mediante PCR con 30 cicli, così strutturati: 94°C per 30 s, 50°C per 30 s, 72°C per 60 s. Da 2 a 4 µL di prodotti di amplificazione sono stati utilizzati nelle successive reazioni di sequenziamento. Le reazioni sono state realizzate in 10 µL contenenti 1,5 µL di ABIPrism BigDye™ Terminator Cycle Sequencing kit (Applied Biosystems) e 1,6 pmoli di uno dei due primer di amplificazione e sono state eseguite mediante reazione di cycle-sequencing (25 cicli impostati a 94°C per 10 s, 50°C per 10 s e 72°C per 2 min). Le sequenze ottenute sono state depositate in GenBank con i numeri di accesso AF431765-AF431812.

La comparazione delle strutture aplotipiche dei campioni è stata eseguita mediante analisi della variazione molecolare (AMOVA) e calcolo degli indici di fissazione (Φ_{st}) tra coppie di campioni con il programma ARLEQUIN 2.000 (Schneider *et al.*, 2000). La significatività statistica degli indici di fissazione è stata verificata mediante comparazione con una distribuzione nulla generata da 10000 permutazioni casuali degli aplotipi. La significatività è stata corretta per il numero di confronti eseguiti, mediante applicazione della correzione sequenziale di Bonferroni (Rice, 1989). Una matrice degli indici di fissazione tra coppie di campioni linearizzati (coefficienti di coancestralità; Reynolds *et al*., 1983) è stata utilizzata per la costruzione di un dendrogramma con il metodo UPGMA per illustrare i rapporti genetici tra i campioni analizzati. Per la costruzione di tale dendrogramma è stato utilizzato il programma MEGA 2.000 (Kumar *et al*., 2001)

Risultati

La comparazione dei 48 aplotipi D-loop osservati ha evidenziato l'esistenza di due linee aplotipiche A e B, principalmente caratterizzate da due transizioni T↔C ai siti 163 e 178 dell'allineamento e presenti per lo più in associazione. Differenze nella distribuzione delle due linee mitocondriali A e B e nella frequenza degli aplotipi sono evidenti tra i 9 campioni geografici (Tab. 1). La struttura aplotipica dei campioni e la divergenza nucleotidica tra gli aplotipi ha determinato una ripartizione significativa della variazione molecolare dei campioni raggruppati nelle 5 aree di pesca (Φ_{CT} tra

Tab. 1 - Frequenze aplotipiche dei campioni di *Solea vulgaris*. Per la linea A, sono riportate separatamente solo le frequenze degli aplotipi condivisi da più di un campione.
Haplotype frequencies of the Solea vulgaris *samples. In the lineage A, only the frequencies of the haplotypes shared by at least two samples were reported separately.*

Campione	Aplotipi linea A													Aplotipi linea B											
	1	2	4	5	6	7	9	11	13	15	19	25	Altri	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
DPO	7	2	2	3	1	1	1	1					3													
RMN	18	1	3	1		1	1	1	2	2			6													
NER	10			2	1			1			1															
LES	8		3	1		1	3		1		2															
DUR	18												3													
GAL	6		2			1							1													
SIC													3	2	1	1	6	1	1	1	2	2	1	1	1	1
SAL	10							1	1	1	1	1	1													
LIV	21			3				1		3	1	6	9				1					1			1	

aree di pesca=0,25371; P=0) rigettando l'ipotesi di panmissia fra le popolazioni di *S. vulgaris* dei mari italiani. Il calcolo degli indici di fissazione tra coppie di campioni ha mostrato una marcata differenza della struttura genica del campione SIC rispetto a quella mostrata dai campioni degli altri bacini e deello stesso bacino (Φ_{st}=0,423-0,493; P=0). Il differenziamento genetico del campione SIC è particolarmente evidente nel dendrogramma costruito sulla base dei coefficienti di coancestralità (Fig. 1). In Adriatico, una meno pronunciata divergenza genetica è mostrata dal campione DUR, che mostra Φ_{st} positivi ma bassi (0,012-0,134) nei confronti a coppie con i campioni dell'Alto-Medio Adriatico e GAL (Alto Ionio). Tuttavia, dopo l'applicazione della correzione di Bonferroni, solo gli Φ_{st} dei confronti DUR-DPO e DUR-LES risultano significativi (P<0,001). Nell'albero filogenetico, il campione DUR si separa dagli altri campioni adriatici, formando un cluster con i campioni SAL e LIV.

Discussione e conclusioni

L'analisi condotta ha evidenziato una strutturazione degli stock di sogliola comune presenti nelle diverse aree di pesca dei mari italiani. In particolare, appare inequivocabile l'appartenenza del campione SIC ad una popolazione geneticamente isolata da quella distribuita nei bacini settentrionali del Mediterraneo Centrale (i.e. Adriatico, Alto Ionio, Tirreno e Ligure). Il campione SIC potrebbe verosimilmente rappresentare l'estremità più settentrionale di una popolazione di sogliola comune distribuita nel Mediterraneo centro-meridionale. Ulteriori indagini genetiche su campioni delle coste africane del Mediterraneo saranno necessarie per definire l'estensione di tale popolazione nel bacino.

Nell'ambito dello stock di sogliola comune dell'Adriatico, un certo grado di strutturazione genetica appare evidente e due sub-popolazioni, il cui scambio genetico potrebbe essere rallentato da fattori idrogeografici e bio-ecologici, potrebbero essere presenti nello stesso bacino. La prima di queste sub-popolazioni sarebbe formata dalle sogliole comuni presenti nell'Alto-Medio Adriatico (coste slovene, italiane e croate), lungo le coste pugliesi del Basso Adriatico e nell'area adiacente del mar Ionio. La

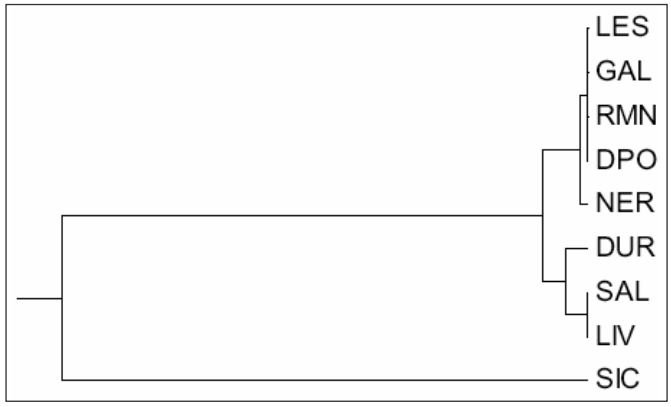


Fig. 1 - Dendrogramma UPGMA costruito sulla base dei coefficienti di coancestralità ed illustrante le relazioni genetiche tra i campioni di *Solea vulgaris*.

UPGMA tree based on the coancestry coefficients illustrating the genetic relationships among the samples of Solea vulgaris.

seconda sub-popolazione, di cui il campione delle coste albanesi (DUR) rappresenterebbe l'estremità più settentrionale, potrebbe estendersi, verso sud, lungo le coste greche dello Ionio. Tuttavia, analisi genetiche più approfondite sia per numero di campioni che per anni successivi di campionamento sono necessarie per confermare la divergenza genetica delle sogliole comuni di tale area geografica. Una tale frammentazione potrebbe però essere supportata sia dal pattern di migrazione delle sogliole in Adriatico (Piccinetti e Giovanardi, 1984) sia dalla presenza lungo le coste albanesi di individui riproduttori (Piccinetti, comunicazione personale). Nei bacini nord-occidentali del Mediterraneo Centrale (i.e. Tirreno e Mar Ligure) è verosimile la presenza di un'unica popolazione che si estenderebbe lungo le coste campane e toscane. La distanza geografica dei campioni, le differenti condizioni idro-geografiche dei bacini del Mediterraneo Centrale, nonché le caratteristiche bio-ecologiche della specie (ad es., le basse profondità a cui vive) potrebbero essere alcuni dei principali fattori responsabili del processo di frammentazione in più popolazioni in quest'area del Mediterraneo.

Bibliografia

ADRIAMED (2001) - *IPUAS, Identification of Population Units in Adriatic Sea shared stocks by genetic structure analysis, Adriamed Research Project*. http://www.faoadriamed.org/html/res_prog/ipuas/ipuas.shtml.

FAO (1998) - *FAO yearbook. Fishery statistics 1996,* FAO, Roma*,* **8**.

KOTOULAS G., BONHOMME F., BORSA P. (1995) – Genetic structure of the common sole *Solea solea* at different geographic scales. *Mar. Biol*., **122**: 361-375.

KUMAR S., TAMURA K., JACOBSEN I.B., NEI M. (2001) - *MEGA 2.000: Molecular evolutionary Genetics Analysis software*. http://www.megasoftware.net.

PICCINETTI C., GIOVANARDI O. (1984) - Donneés biologiques sur *Solea solea* Quensel en Adriatique. *FAO Fish. Rep*., **290**: 117-121.

REYNOLDS J., WEIR B.S., COCKERHAM C.C. (1983) - Estimation for the coancestry coefficient: basis for a short-term genetic distance. *Genetics,* **105**: 767-779.

RICE W.R. (1989) - Analysing tables of statistical tests. *Evolution*, **43**: 223-225.

SCHNEIDER S., KUEFFER J-M., ROESSLI D., EXCOFFIER L. (2000) - *Arlequin, v. 2.000, A software for population genetic data analysis. Univ. of Geneva, Switzerland.* http://anthro.unige.ch/arlequin.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 822-825

F. Tinti, I. Guarniero, M. Desoutter*, S. Tommasini

Centro Interdip. Ricerche Scienze Ambientali, Università di Bologna, Via T. dall'Ova, 55 – 48100 Ravenna, Italia. f.tinti@ambra.unibo.it
* Mus. Nat. Hist. Naturelle, Paris, France.

FILOGENESI MOLECOLARE DI SPECIE ATLANTO-MEDITERRANEE DI SOGLIOLE

MOLECULAR PHYLOGENY OF THE ATLANTO-MEDITERRANEAN SPECIES OF SOLES

Abstract

Phylogenetic analysis of nine Atlanto-Mediterranean species of Soleidae based on mitochondrial DNA gene variation showed that three main clusters are formed and evolved since Oligocene: 1) the Solea (*L., 1758*) *group, including also the* Pegusa lascaris *(Risso, 1810) and* Synapturichthys kleini *(Risso, 1827); 2) the* Microchirus *Bonaparte*, *1833 and* Monochirus *Rafinesque*, *1814 group; and 3) the ancestral* Buglossidium luteum *(Risso, 1810).*

Key-words*: flatfish, cytochrome b, large ribosomal subunit, mitochondrial DNA, Soleidae.*

Introduzione

Nella regione Atlanto-Mediterranea la famiglia dei Soleidi mostra una marcata diversità specifica con numerosi generi e specie (Querò *et al*., 1986). La sistematica basata su caratteri morfologici è però risultata spesso nebulosa e mutevole. Utilizzando tecniche rivolte allo studio della variabilità del DNA a diversi livelli tassonomici (PCR e sequenziamento), abbiamo studiato la filogenesi molecolare di 9 specie di sogliole appartenenti a 4 generi Atlanto-Mediterranei.

Materiali e metodi

L'analisi filogenetica è stata condotta mediante analisi della variabilità di sequenza di regioni parziali dei geni mitocondriali codificanti per il citocromo b e 16S rDNA (Tinti *et al*., 2000). Dopo estrazione del DNA genomico da tessuto muscolare conservato in etanolo 70%, sono state eseguite le reazioni di amplificazione usando le condizioni e le coppie di primer riportate in Tinti *et al*. (2000). Le regioni amplificate sono state sequenziate mediante reazione di cycle-sequencing usando i primer di amplificazione e il kit ABIPrism BigDye™ Terminator Cycle Sequencing. L'analisi comparativa delle sequenze è stata condotta mediante allineamento delle sequenze e calcolo delle distanze genetiche secondo il metodo Tamura e Nei (1993). L'analisi filogenetica è stata realizzata attraverso la costruzione di dendrogrammi con i metodi Neighbor-Joining (NJ) e Maximum Parsimony (MP), implementati rispettivamente nei programmi MEGA 2.000 (Kumar *et al*., 2001) e PAUP 4.0 (Swofford, 1998). La validità statistica delle ricostruzioni filogenetiche è stata verificata applicando l'analisi del bootstrap eseguita su 1000 replicazioni. Sulla base del tasso di variazione molecolare delle singole specie, sono stati stimati i tempi di divergenza delle linee evolutive (Takezaki *et al*., 1995). La calibrazione del tasso di variazione molecolare è stata effettuata usando i dati paleontologici che approssimano a 45 Ma la separazione tra le famiglie Soleidi

e Pleuronettidi (Norman, 1934). In tutte le analisi filogenetiche sono state incluse le sequenze di *Platichthys flesus* come outgroup.

Risultati

L'analisi comparativa delle sequenze citocromo b e 16S (854 pb in totale, Fig. 1) ha evidenziato un'elevata diversità nucleotidica tra le 9 specie. Gli alberi filogenetici NJ e MP hanno mostrato una identica topologia, evidenziando tre principali gruppi di specie (Fig. 2). Un gruppo è costituito dalle specie *Solea vulgaris* Quensel 1806 (= *S. solea* L. 1758), *S. senegalensis* Kaup, 1858, *S. aegyptiaca* Chabanaud, 1927, *Pegusa lascaris* e *Synapturichthys kleini*. Le distanze genetiche interspecifiche intra-gruppo variano tra 0,059 e 0,133. La datazione molecolare ha stimato l'origine di questo gruppo di specie attorno ai 21 Ma. Un secondo gruppo è costituito dalle specie *Monochirus hispidu*s Rafinesque, 1814*, Microchirus variegatu*s (Donovan, 1808) e *M. ocellatus* (L., 1758). Inaspettatamente, la divergenza genetica tra le specie dei due generi (D_{TN} = 0,103-0,105) è del tutto simile a quella calcolata tra le due specie di *Microchirus* (D_{TN} = 0,108). Il tempo di divergenza di tale gruppo è stato stimato intorno ai 14,5 Ma. Il terzo gruppo è costituito dal solo *Buglossidium luteum*, taxon che in passato era stato ripetutamente descritto come *S. lutea*. Questa specie ha mostrato un elevato differenziamento genetico con tutte le altre specie di Soleidi analizzate (D_{TN} =0,174-0,209) ed occupa, in tutti i dendrogrammi, una posizione basale con un tempo di divergenza stimato attorno ai 40 Ma.

Discussione e conclusioni

Lo studio dell'evoluzione delle specie di Soleidi e la datazione molecolare dei tempi di divergenza fanno ipotizzare che la radiazione evolutiva di tale gruppo sia avvenuta nel Mediterraneo prevalentemente durante l'Oligocene ed il Miocene, producendo una notevole diversità specifica e molecolare.

Dall'analisi molecolare risulta evidente la maggiore affinità delle specie che condividono una forma non allargata della narice del lato cieco (*S. senegalensis, S. aegyptiaca* e *S. vulgari*s) e, tra esse, *S. aegyptiaca* appare più simile a *S. senegalensis* che non a *S. solea*, specie con la quale condivide una notevole somiglianza morfologica. L'affinità molecolare di queste specie è in accordo con quella suggerita sia da dati allozimatici (Goucha *et al*., 1987) sia da caratteri morfologici come il numero di vertebre addominali e la piccola taglia delle scaglie (Desoutter, 1997). Le specie che condividono una forma allargata della narice del lato cieco *(P. lascaris* e *S. kleini*) si posizionano, nell'ambito del primo gruppo di specie, come linee evolutive indipendenti, suggerendo che il carattere morfologico comune potrebbe verosimilmente rappresentare una convergenza morfologica adattativa. Inoltre, la maggiore divergenza genetica dei due taxa rispetto a quella mostrata dalle altre specie del gruppo supporta l'attribuzione di *Pegusa lascaris* e *Synapturichthys kleini* a due generi distinti, già ipotizzata su base morfologica (Desoutter, 1997). Le incongruenze tra sistematica morfologica e molecolare emerse nell'ambito del gruppo formato dalle specie dei generi *Microchirus* e *Monochirus* suggeriscono l'esecuzione di ulteriori studi che includano anche altre specie atlantiche dei generi *Microchirus, Dicologlossa* Chabanaud, 1927 e *Vanstraelenia* Chabanaud, 1950. Infine, l'elevata divergenza genetica di *B. luteum* e la posizione basale che occupa in tutte le ricostruzioni evolutive, dimostrano la notevole ancestralità di tale specie. Questo risultato è supportato anche dalla presenza di alcuni caratteri morfologici plesiomorfi che si ritrovano anche negli stadi larvali di numerose

altre specie di Soleidi, come la membrana che unisce la pinna caudale con le pinne anale e dorsale (Padoa, 1931).

Citocromo b

```
                                                                    1111111 1111111111 1111111111
                  1111122 2223333334 4444555556 6677778888 9990000011 1112223333 3444455566
                4570346902 5890123470 1369023581 4703692358 1470346925 6781470367 9258914736
S.vulgaris      TGCCATACCC CAATTACCAT GCAACCTACA GCTAATCTTC ATCCCGGCCC CGGCTTTAAT ACATGCCCCA
S.aegyptiaca    ....C.G... ....CG.... .TGG.T.... A.......C. .C....AT.. ..A...CC.C ....AT.T..
S.senegalensis ..T.C..... ..G..G...C .....T.G.. ....G...C. .C....A... ..A...CG.C ..a..T.T..
S.kleini        .....CCA.T ......T.G. .TGG.A.... .........T .CA.A...T. ....GCCC.. ...C.T....
P.lascaris      C...TC.G.. .......... ..GC.AC.TT ..C..CT.C. ..GT..T... ...TAC.TGC TTT.......
M.ocellatus     ..T.GC.ATA .TC....T.C .A.TTA..TC ..C...TGC. ...TT.A..T .AA.CC.G.C C.CCCA..A.
M.variegatus    ....CC...A TC..C...GC .A.CTA..GC ..C.GC.GC. ..A.G.C... .AATAC.C.C C.C..A....
M.hispidus      ....CC...T .CGCC..... .A.CTA..TC A..G.CTGC. CCAAA.T.TT .AA...C..C TTCCC...AC
B.luteum        CCTTCC.T.. .GGCA..A.. TA.C.TC..T .T.GT.TGC. .CTA.AA... AA...C.C.C TTCCATTTA.

                1111111111 1112222222 2222222222 2222222222 2222222222 2222333
                6777788889 9990001112 2222233334 4455555666 6677777888 8999000
                9025814570 3692891470 3678956891 4703679025 6812347036 9258147
S.vulgaris      ATCCTTCATC TCCAACTCCA ATGTCAGGAC ACCATACCAT AAAGTTACGC CAACCCC
S.aegyptiaca    .....C.... ...CC.G.TG C...T.C..A G...GG..C. .GT..A.... .G.....
S.senegalensis ........C. ....C.A.T. CC.....A.A ....GGT.CA ..T..A.TC. ..T...T
S.kleini        .....C.... ..T....T.C .CA....AG. .TTGC.AT.C .GTC...TA. ..GTT..
P.lascaris      T....CTGC. ...GC.CTTC C...G..A.. .T..AGT.CG .TTC.AG.AT TGT...T
M.ocellatus     .AA..CT.C. G..CG.GTTG C.ACT..A.T .TT..CA.C. CCC....AT. .GTTT.A
M.variegatus    CAGTCC..C. ..TC..A.T. CCAC..... ....AGT.CC CC....GAC. ..C.AT.
M.hispidus      .AAT.C...T C.TTC.G.TC GCACTG.AG. GTG.AGA.CA CCG....AT. T.C.AA.
B.luteum        T..T..T.C. .T.CCTA.T. TCA.GG.A.T ....AGT.CC .C.AC...TT TTT...A
```

16S

```
                     11111 1111111111 1111111111 1222222222 2222222222 2222222222 2223333333
                1236703334 4445666677 7788889999 9000011111 1112222222 2333456689 9990000011
                5952603694 5788125814 7902370127 9235901234 5890145678 9679546780 2382357912
S.vulgaris      ATGACATCAC A*GTAATGGC TAATAGTCCA TCTACAGGGA GGAAGGTT*A ATTTATGCTA TAGGTAGGGT
S.aegyptiaca    G..G...T.. .*A..... ..G..... .T......A. T..G....** .......... ..........
S.senegalensis G..GT..T.. .*A..... ..GC..... CT....T... C..G.T..** .......... ...AC.....
S.kleini        G..G...T.T .*A...C... .........G ....TG.... .*....G.*G ..C..... .........C
P.lascaris      G..GT..T.T TT*.....A. C......... .T...G.A.. .*..T.G.A. ..CC.G..C. C.....T..C
M.ocellatus     G..G...T.T .TAA..... ..G...C... CT.....T.. TA....GAAG ...C.....T GG...T.AAG
M.variegatus    G..G.G.TG. .AAA..... CGG..A.TTG .T.......G TAG.T.GAAG ...C.....T GG...T..AA
M.hispidus      G..GT.CT.. .A.A..... C.G...C... .T.....T.G T..GT.GAAG ...C.....T GC...T...A
B.luteum        GGAG.GCT.. GT*.TT.A.T ....T..GG. .GGG..????? ????T.GACG GC..G.AG.. GGAA.T.T.G

                3333333333 3333333333 3333333333 3333444444 4444455555 5555555555 555
                1111122222 2223333333 4444455588 8999113334 5557900134 4445677777 777
                3567803456 7890234569 0378913878 9014190346 7891869750 1399012346 789
S.vulgaris      TCGTTATTAA GAA*TTTGGA CGAATGTAGT GGTCGTGTAT TTTGGCACAT GTCAG*TTTG GTG
S.aegyptiaca    ......C.GG A.**..G... ..C..... TT........ ........G. .....*...A .G.
S.senegalensis ........GG A.TCAGG..G T.T....G.. TA........ .......... .C...*.C.A .G.
S.kleini        .TTC....GG A.G*..... ..T....G.G A..TA.A... ........G. .....*.... ...
P.lascaris      C.T...C.C. .G**..*... ..TG..C... AT.TA...G. ..C..... T...AG.... AG.
M.ocellatus     ..T....G.G AGT**AGAA. ..TC..C..A A.....AA.C C....ATTT. A.G..G..G. .G.
M.variegatus    ..T....... ..G*..AAA. .ATC.....G T.C....A.. C.....TTT. A.G..G.... AG.
M.hispidus      ..T....... ..T*..AAA. ..GT..C..A AAA...AA.. C....ATTT. A.G..AC.A. .G.
B.luteum        ..CGGGGGGG .GTG..AAC. T.CCCACCTA AT...CTG.. .A.AA.T.GG ...G.AC..A ..T
```

Fig. 1 - Diversità nucleotidica delle sequenze citocromo b e 16S delle specie di Soleidi. Nell'allineamento sono riportate solo le posizioni variabili. ., basi identiche; *, inserzioni/delezioni.

*Nucleotide diversity of cytochrome b and 16S sequences of the soleid species. Only the variable positions are reported. ., identical nucleotides; *, indels.*

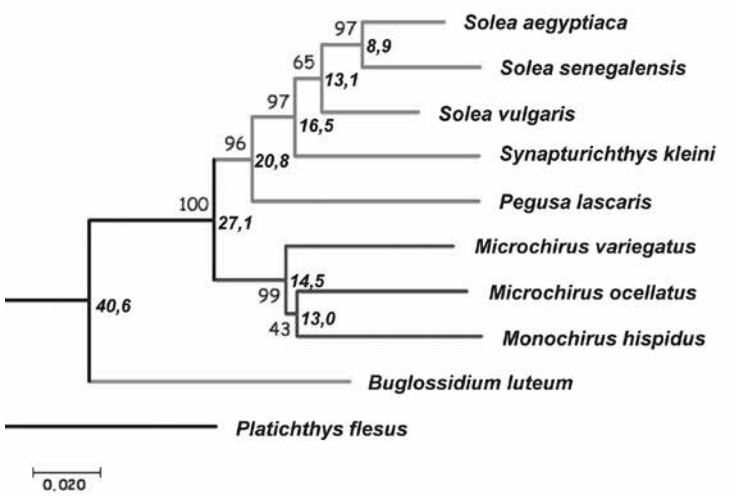


Fig. 2 - Albero filogenetico NJ delle specie Atlanto-Mediterranee di Soleidi. I numeri in corsivo all'interno dei nodi si riferiscono ai tempi di divergenza stimati sulla base del tasso di variazione molecolare. I numeri all'esterno dei nodi indicano i valori di bootstrap.

NJ phylogenetic tree of the Atlanto-Mediterranean sole species. Numbers in italics inside the nodes indicate the estimated divergence times. Numbers outside nodes indicate bootstrap values.

Bibliografia

DESOUTTER M. (1997) – *Révision systèmatique des genres de la famille des Soleidae présents sur les côtes de l'Est-Atlantique et de la Méditerranée*. PhD MNHN Thesis, MNHN Paris: 182 pp.

GOUCHA M., SHE J.X., KOTOULAS G., MATHIEU E., RENNO J.F., PASTEUR N. (1987) - Biosystematics and genetic relationships of *Solea aegyptiaca* and *S. senegalensis*. *Biochem. Syst. Ecol.,* **15**: 699-708.

KUMAR S., TAMURA K., JACOBSEN I.B., NEI M. (2001) - *MEGA 2.000: Molecular evolutionary Genetics Analysis software*. http://www.megasoftware.net.

PADOA E. (1931) - Uova, larve e stadi giovanili di Teleostei, Heterosomata. In: Bardi, G., Friedlander, R. (eds), *Fauna e flora del Golfo di Napoli,* Monog. 3, Stazione Zoologica Napoli, Napoli: 783-869.

QUERÓ J.C., DESOUTTER M., LAGARDERE F. (1986) - Soleidae. In: Whitehead P.J., Bauchot M.L., Hureau J.C., Nielsen J., Tortonese E. (eds), *Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean*, Unesco, Paris, **3**: 1308-1328.

SWOFFORD D.L. (1998) – *Phylogenetic Analysis Using Parsimony (PAUP)*. Champaign: Illinois Natural History Survey.

TAKEZAKI N., RZHESKY A., NEI M. (1995) – Phylogenetic test of the molecular clock and linearized trees. *Mol. Biol. Evol.,* **12**: 823-833.

TAMURA K., NEI M. (1993) – Estimation of the number of nucleotide substitutions in the control region of mitochondrial DNA in humans and chimpanzes. *Mol. Biol. Evol.,* **10**: 512-526.

TINTI F., PICCINETTI C., TOMMASINI S., VALLISNERI M. (2000) - Mitochondrial DNA variation, phylogenetic relationships and evolution of four Mediterranean genera of soles (Soleidae, Pleuronectiformes). *Mar. Biotechnology,* **2**: 274-284.

Parte di questo lavoro è stato realizzato con fondi UE, nell'ambito di un Programma TMR del Museo Nazionale di Storia Naturale di Parigi.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 826-830

A. Voliani, A. Abella, R. Auteri

A.R.P.A.T., Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana,
Sezione Regionale G.E.A., Via Marradi, 114 - 57126 Livorno, Italia.

UN APPROCCIO SEMPLICE PER CONFRONTARE IL RICAVO POTENZIALE DEI FONDALI SFRUTTATI DALLA PESCA A STRASCICO

A SIMPLE APPROACH FOR THE COMPARISON OF POTENTIAL INCOME OF FISHING GROUNDS EXPLOITED BY BOTTOM TRAWLERS

Abstract

Data on catch rates and size composition at sea combined with fish markets prices, allowed the definition of areas of different levels of potential profit for the Northern Tuscany and of their seasonal changes. Thematic charts, produced with the aid of a GIS, show that higher profits can be expected in Autumn, explained by foregoing recruitment phenomena. The areas characterised by lower potential profits correspond to those where fishing pressure is higher.

Key-words*: bottom trawling, fishing grounds profitability, Central Mediterranean.*

Introduzione

La pesca è un'attività economica e come tale ha l'obiettivo di massimizzare le catture e/o i guadagni. Le decisioni operative dell'attività di pesca sono usualmente prese considerando problemi come la dimensione e il disegno dei pescherecci, l'equipaggiamento ausiliare, la tipologia degli attrezzi di pesca, il tempo, la durata e la localizzazione delle operazioni di pesca, le specie bersaglio, ecc. (Clark, 1990).

Le scelte "di breve periodo" si riferiscono alle aree dove effettuare le operazioni di prelievo dopo aver valutato le potenzialità di cattura di ciascuna specie, le taglie probabilmente presenti, le richieste di mercato ed infine i costi operativi, in genere proporzionali alla distanza dal porto di ormeggio. Tali scelte sono comunque in parte condizionate da altre fatte precedentemente, le cosiddette scelte di "lungo periodo", prima tra tutte la stazza e la potenza del motopesca, con evidenti implicazioni (tutte direttamente correlate) sulla possibilità di scelta delle aree di pesca, ma anche sui costi, come gli ammortamenti, le manutenzioni, i costi del personale imbarcato, ecc.

In questa nota si definiscono le aree a maggiore o minore redditività per la pesca a strascico considerando le conoscenze disponibili sui rendimenti, le taglie medie delle diverse specie e i loro prezzi medi stagionali all'ingrosso nei mercati ittici.

Materiali e metodi

Sono state usate le rese orarie (kg/h) ottenute da 16 e 7 campagne di pesca a strascico realizzate rispettivamente nell'ambito dei programmi GRU.N.D. (Relini, 1998) e MEDITS (Bertrand *et al*., 1997) e condotte nell'area prospiciente la costa toscana settentrionale negli anni dal 1985 al 2000. Il campionamento, random stratificato per profondità, ha coperto la zona fino alla isobata di 800 m. Sono stati utilizzati i dati delle campagne svolte in primavera e in autunno. Inoltre sono stati utilizzati i prezzi medi stagionali all'ingrosso di 128 specie commerciali, ricavati mensilmente dalle aste dei mercati ittici di Livorno e Viareggio. Per molte specie sono stati considerati prezzi

diversi per 2-3 intervalli di taglia. Agli esemplari di taglia inferiore alla taglia commerciale è stato assegnato valore nullo, eliminando così il possibile errore nelle stime dovuto alle grosse catture nelle zone di nursery. Le variazioni stagionali dei prezzi sono state considerate solo se dovute a regolari fluttuazioni dei rendimenti, come nel caso della triglia di fango.

I valori economici potenziali su ogni punto campionato sono stati calcolati come la sommatoria dei prodotti della cattura di ogni specie o categoria commerciale presente nella stazione per il relativo prezzo unitario. Queste informazioni, che sono georeferenziate, sono state rappresentate e analizzate con l'estensione "Spatial analyst" del programma ArcView (ESRI, 1996). Due carte tematiche illustrano, mediante la delimitazione di aree caratterizzate da uguali livelli di produttività economica potenziale, i ricavi potenziali in ogni posizione geografica in primavera e in autunno.

Risultati

Le due carte tematiche stagionali sono rappresentate in Fig. 1. I principali risultati, suddivisi sommariamente secondo le fasce batimetriche solitamente frequentate dalle diverse tipologie di motopesca, sono i seguenti:

Fascia costiera (fino a circa 70 m): si nota un incremento generalizzato dei ricavi dalla primavera (50-100 Euro/h) all'autunno (100-250 Euro/h) per il massiccio reclutamento dei giovani di *Mullus barbatus* e per le catture di Cefalopodi, in particolare di *Loligo vulgaris*.

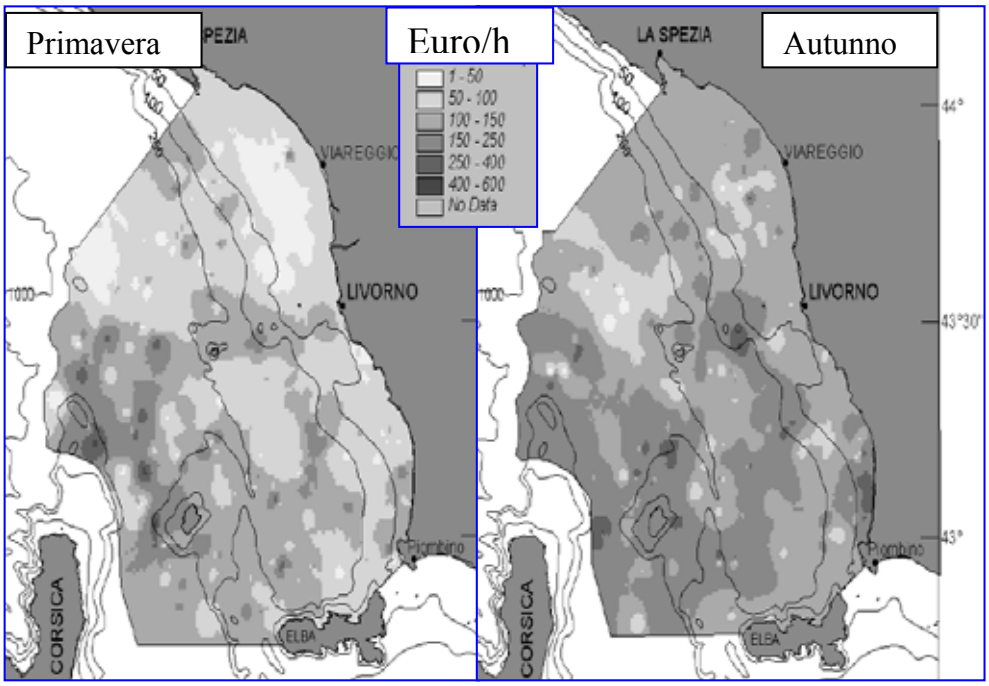


Fig. 1 - Distribuzione dei ricavi potenziali (Euro/h) in primavera e autunno.
Distribution of potential profits (Euro/h) in spring and autumn.

Fascia intermedia (70-200 m): si osserva ancora un incremento dei ricavi dalla primavera (50-150 Euro/h) all'autunno (100-250 Euro/h), anche se questa fascia riveste per i pescatori un'importanza economica maggiore in primavera, quando le aree più costiere sono meno redditizie. Le aree più ricche, in entrambe le stagioni, sono risultate i fondali detritici dell'Isola di Capraia e a Nord dell'Elba e le aree più costiere in prossimità delle secche. Moltissime le specie interessate: tra le più importanti *Zeus faber*, *Lophius* spp., *Mullus* spp., *Pagellus erythrinus*, *Scorpaena scrofa* e diverse specie di Triglidi.

Batiale (oltre 200 m): si hanno differenze stagionali minori, con ricavi generalmente compresi tra 100 e 250 Euro/h; la specie target della pesca è *Nephrops norvegicus*, ma sono risultate economicamente importanti anche altre specie accessorie come *Merluccius merluccius*, *Micromesistius poutassou*, *Loligo forbesi* e *Phycis blennoides*, o specie più occasionali come *Lophius spp*. e *Pagellus bogaraveo*.

La Tab. 1 indica le frazioni dell'area totale occupate da ciascuno degli intervalli di ricavo delle carte di Fig. 1; vi sono inoltre riportate alcune semplici analisi statistiche relative alle elaborazioni con ArcView. Risulta evidente come in primavera i ricavi medi siano più bassi che in autunno, periodo in cui avviene il reclutamento di molte specie commerciali. Comunque, le aree con i maggiori ricavi relativi sono rimaste approssimativamente le stesse nelle due stagioni.

Tab. 1 - Percentuale dell'area totale da attribuire ai diversi intervalli di ricavo potenziale ed informazioni statistiche riferite alle carte di Fig. 1.

Percent of the total area assigned to the different intervals of potential profits and statistical information regarding to charts of Fig. 1.

Ricavi	**% AREA OCCUPATA**	
Euro/ora	**Autunno**	**Primavera**
da 1 a 50	0,04	2,57
da 50 a 100	2,76	61,69
da 100 a 150	57,95	33,41
da 150 a 250	38,63	2,18
da 250 a 400	0,55	0,10
da 400 a 600	0,07	0,04
Valore Massimo	470,99	594,51
Valore Minimo	7,63	3,69
Valore Medio	**148,05**	**91,38**
Dev. Standard	37,62	30,56

L'area settentrionale è caratterizzata da valori economici potenziali più bassi in entrambe le stagioni, probabilmente anche in relazione alla pressione di pesca che, a Nord, è molto più elevata (la flotta peschereccia del porto di Viareggio è circa 3 volte più numerosa di quella di Livorno (ARSIA, 2001). Se infatti si confrontano le carte delle rese economiche di Fig. 1 con quella di Fig. 2, in cui sono evidenziate le zone più frequentate dalla flotta peschereccia (Auteri *et al*., 1992; Abella *et al*., 2001), queste ultime corrispondono paradossalmente alle aree con i valori economici più bassi.

Conclusioni

Questo tipo di analisi consente di valutare i ricavi potenziali nell'area, alle condizioni attuali, e di fare alcune considerazioni relative alle scelte dei pescatori professionisti, nonché ad alcune conseguenze che da tali scelte derivano. Non può invece costituire uno strumento di programmazione in quanto non sono messi in relazione ricavi e costi (né di breve, né di lungo periodo) e non viene considerata l'elasticità dei prezzi di mercato in seguito ad eventuali variazioni della disponibilità del pescato o delle strategie di pesca rispetto alle attuali.

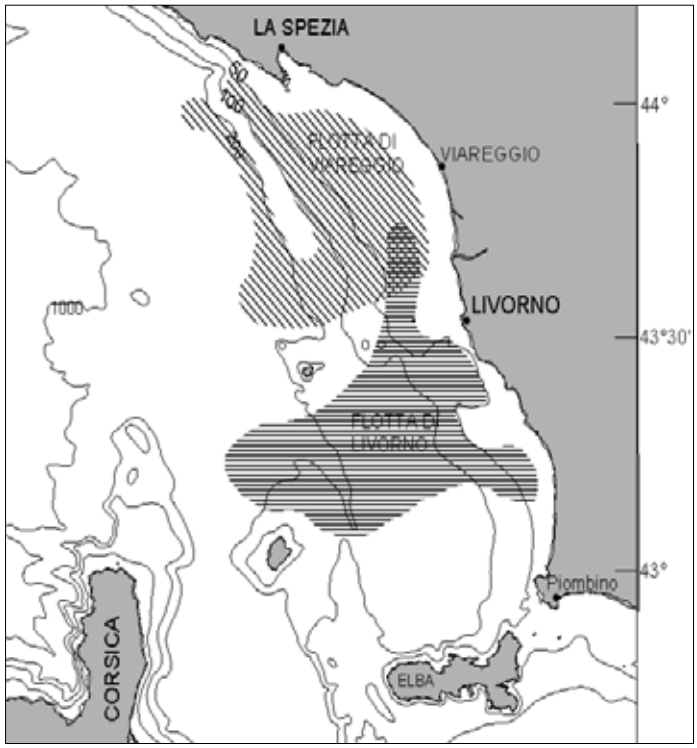


Fig. 2 - Delimitazione delle aree dove si concentra lo sforzo di pesca delle flotte di Livorno e Viareggio.
Definition of the areas where the Livorno and Viareggio fleets fishing effort is concentrated.

Dai risultati illustrati sembra che la maggiore sicurezza derivata dal lavorare in prossimità del porto di attracco, i costi vivi del carburante, i limiti imposti dalle scelte di lungo periodo, come la modesta dimensione delle barche, prevalgano nella scelta delle aree di pesca piuttosto che l'entità dei ricavi ottenibili. Di fronte alla possibilità di abbandonare le tradizionali aree di pesca per altre più lontane o dove le operazioni possono risultare più difficili o rischiose, solo un rendimento economico sensibilmente più alto potrebbe giustificare questo spostamento (Clark, 1990). Inoltre occorre considerare che, essendo la flotta quasi esclusivamente orientata ad effettuare bordate di pesca giornaliere, il trasferimento alle zone di pesca incide pesantemente sui tempi

effettivi di prelievo; di conseguenza l'analisi dei ricavi potenziali per unità di tempo può non essere un metodo sufficiente per confrontare i redditi reali. Comunque, a prescindere dalle potenzialità produttive delle diverse zone, sembra che le scelte dei pescatori, che hanno concentrato per molto tempo lo sforzo di pesca in certe aree, abbiano influito notevolmente sull'aspetto attuale della carta dei ricavi. Sembra quindi che l'affermazione "il pescatore va dove le risorse (i redditi) sono più abbondanti" si debba in questo caso rovesciare in "le risorse (i redditi) sono meno abbondanti dove i pescatori concentrano la propria attività". Del resto precedenti analisi (Abella *et al*., 1999), fatte utilizzando modelli globali nell'area più frequentata dalla flotta viareggina, avevano evidenziato chiari segnali di sovrasfruttamento con conseguente riduzione delle abbondanze.

Bibliografia

ABELLA A., BELLUSCIO A., BERTRAND J., CARBONARA P.L., GIORDANO D., SBRANA M., ZAMBONI A. (1999) - Use of MEDITS trawl survey data and commercial fleet information for the assessment of some Mediterranean demersal resources. *Aquat. Living Resour*., **12** (3): 155-166.

ABELLA A., SERENA F., FORTUNATI L., MAMMINI U., LARI D., CIARDELLI R. (2001) - Use of GIS for the analysis of spatial data on fishing effort and seasonal changes in fishing strategies for Tyrrhenian Sea bottom trawl fisheries. In: Nishida T., Hollingworth C.E., Kailola P. (eds), *Proceedings of the First International Symposium on GIS in Fishery Science*, *Seattle, WA, 2-4 March 1999*. Fishery GIS Research Group, Kawagoe, Saitama, Japan: 119-129.

ARSIA (2001) - Realizzazione di indagini per la conoscenza e la valorizzazione delle attività di pesca e maricoltura in Toscana: Realizzazione di mappe degli areali di pesca. Relazione finale. Regione Toscana: 229 pp.

AUTERI R., ABELLA A., BAINO R., RIGHINI P., SERENA F., SILVESTRI R., VOLIANI A. (1992) - Gestione della fauna ittica: Le principali specie demersali dell'alto Tirreno. *Regione Toscana*, **3**: 95 pp.

BERTRAND J., GIL DE SOLA L., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (1997) - An international bottom trawl survey in the Mediterranean. *The MEDITS programme*. *1997 ICES Annual Science Conference*. *CM 1997/Y: 03:* 1-16.

CLARK C.W. (1990) - *Mathematical Bioeconomics. The Optimal Management of Renewable Resources. Pure and Applied Mathematics*. Wiley Interscience Ser. Of Texts, Monographs & Tracts: 386 pp.

ESRI (1996) - *ArcView GIS. The Geographic Information System for Everyone*. Environmental Systems Research Institute, Inc.: 340 pp.

RELINI G. (1998) - Valutazione delle risorse demersali. *Biol. Mar. Medit*., **5** (3): 3-19.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 831-835

M. Bertelletti

Ministero delle Politiche Agricole e Forestali,
Direzione Generale per la Pesca e l'Acquacoltura, Via dell'Arte, 16 - 00144 Roma, Italia.

INNOVAZIONI NELLA GESTIONE DEI PROGETTI DI RICERCA IN PESCA E ACQUACOLTURA SVOLTI NELL'AMBITO DELLA LEGGE N. 41/82: IL "CATALOGO RICERCHE"

INNOVATIONS IN THE MANAGEMENT OF THE RESEARCH PROJECTS ON FISHERIES AND AQUACULTURE CARRIED OUT IN THE CONTEXT OF LAW 41/82: THE "RESEARCH CATALOGUE"

Abstract

An informatic system aimed to an indexing and a consultation of the summarised research projects carried out inside the framework of the Italian national fishery and aquaculture national plans with a financial contribution was performed. This system, named "research catalogue", is available on the Italian Ministry of Agricultural Politics web site (www.politicheagricole.it), fishery section. The research projects put in deal with biology of the living aquatic resources, fisheries ecology, aquaculture, technology, economics, social science, health of products of fisheries and aquaculture and nutritional science, but their results are currently not adequately highlighted in the national and international literature. A summary of the final report, both in Italian and in English language, is linked to each project stored in the system.

Key-words*: management, national projects, summaries, national plans, web site.*

Introduzione

La ricerca scientifica e tecnologica applicata alla pesca e all'acquacoltura, oltre che a sostegno dell'azione gestionale propria dell'Amministrazione, è finalizzata a supportare lo sviluppo dell'attività produttiva, in un quadro di sostenibilità ambientale, economica e sociale.

Gli studi e le ricerche finanziate dalla Direzione Generale per la Pesca e l'Acquacoltura (D.G.P.A.) in attuazione della Legge 17 Febbraio 1982, n. 41 (MMM, 1982) e successive modificazioni, riguardano le tematiche individuate da ciascun Piano triennale settoriale. Nello specifico, le tematiche indicate nel corrente Piano (MIPAF, 2000) confermano l'interesse dal punto di vista applicativo di determinati argomenti: risorse biologiche (comprendente la valutazione dello stato e del livello di sfruttamento sostenibile delle risorse ittiche e l'ecologia della pesca), tecnologia della pesca e dell'acquacoltura, acquacoltura (sviluppo di forme di acquacoltura responsabile atte a garantire la salubrità degli organismi allevati, contenimento dell'impatto ambientale degli allevamenti), igiene dei prodotti e sicurezza alimentare, economia e sociologia della pesca e dell'acquacoltura.

L'approfondimento di specifici temi e lo svolgimento di linee di ricerca in tale ambito forniscono un insieme di conoscenze che, a seconda dei casi, possono essere fruite direttamente dall'Amministrazione, come anche dal settore produttivo e dal sistema ricerca del settore.

A sostegno delle azioni di cui sopra, assume rilevanza strategica, pertanto, anche l'implementazione di procedure di informatizzazione dei risultati della ricerca. Le relazioni finali dei progetti, che illustrano i risultati delle ricerche, vengono attualmente

conservate nella biblioteca della D.G.P.A. Esse non vengono in genere pubblicate, per cui nell'insieme vanno a far parte di quella che spesso sinteticamente si indica con la locuzione «letteratura grigia». Contengono tuttavia informazioni estremamente interessanti e diversificate, non sempre adeguatamente valorizzate e facilmente fruibili dalla collettività.

Il codice di condotta per la pesca responsabile (FAO, 1995) all'articolo 12 pone invece l'accento sulla necessità che i dati risultanti dalle ricerche settoriali vengano tempestivamente diffusi al fine di rendere disponibile la migliore evidenza scientifica come contributo alla conservazione, gestione e sviluppo della pesca.

Obiettivi del progetto: il "Catalogo delle Ricerche"

Al fine di agevolarne la consultazione e consentire un proficuo utilizzo dei dati in esse contenuti, l'Amministrazione ha proceduto ad una catalogazione informatica dei progetti di ricerca e alla creazione di uno strumento di divulgazione dei risultati scientifici. La procedura *'Catalogo delle ricerche'* offre la possibilità di accedere agli elenchi delle ricerche oggetto di contributo da parte della D.G.P.A. attraverso i Piani triennali e della diffusione tramite internet, anche in lingua inglese, dei risultati ottenuti dalle stesse.

Tale iniziativa si affianca a quelle già attivate in collaborazione con la Società Italiana di Biologia Marina (MIPA, 1998; 2000) e a quelle intraprese dalle Associazioni di categoria sulla divulgazione dei risultati delle ricerche presso le categorie produttive (MRAAF, 1996a; 1996b; 1996c).

La procedura in questione diventa anche un prezioso strumento per lo snellimento delle procedure di acquisizione, valutazione ed approvazione dei rapporti finali. Prima dell'implementazione della procedura *"Catalogo ricerche"*, infatti, trenta copie della relazione finale stilata dal responsabile del progetto venivano inviate alla D.G.P.A. e distribuite, in genere per posta o per consegna diretta, dal personale della stessa ai valutatori (i componenti del Comitato per il coordinamento della Ricerca scientifica e tecnologica applicata alla pesca e all'acquacoltura, art. 6 della Legge 41/82). Attraverso l'utilizzo della procedura "*Catalogo delle ricerche*" sarà invece possibile per i valutatori consultare on-line le relazioni finali. Le versioni integrali delle relazioni e delle schede progettuali relative ad ogni ricerca saranno comunque protette e l'accesso sarà consentito ai soli valutatori ("utenti MIPAF"), previa immissione di identificativo utente e password.

Gli obiettivi che l'Amministrazione si propone pertanto si possono così delineare:

- favorire la catalogazione e la consultazione del copioso materiale scientifico generato dalla ricerca, anche in funzione dei flussi di informazione richiesti dalla gestione comune delle risorse alieutiche in ambito comunitario ed internazionale;
- favorire il flusso di informazioni non solo di carattere strettamente scientifico, ma anche sugli Autori o gli Istituti interessati, all'interno del sistema ricerca;
- agevolare l'attività della D.G.P.A. in ordine alla raccolta, all'invio ai valutatori, all'esame ed approvazione delle ricerche, evitare disguidi, con accelerazione dei tempi impiegati per i suddetti passaggi.

La procedura *"Catalogo delle ricerche"* si collega anche ad esperienze realizzate in ambito nazionale e internazionale. Si fa riferimento, in particolare, all'attività svolta in ambito internazionale dall'ASFA (Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts- http://www4.fao.org/asfa/asfa.htm), che, come è noto, produce un database che contiene referenze ed abstracts sulla letteratura mondiale riferita alle acque marine e salmastre nei

diversi aspetti scientifici, tecnologici, ambientali, socio-economici, ecc., ed ha costruito un thesaurus di termini, chiamati "descrittori" (o parole chiave), attraverso i quali è possibile indicizzare i documenti catalogati e, di conseguenza, descrivere sinteticamente il loro contenuto. L'elenco di questi descrittori, *Thesaurus ASFA*, è stato adottato dalla procedura "*Catalogo delle ricerche"*.

Realizzazione della procedura

L'esecuzione tecnica della procedura è stata affidata a Finsiel S.p.A. - IT Telecom. Dal 1997 è in funzione presso la D.G.P.A. un sistema informativo per la gestione amministrativa dei suddetti progetti di ricerca, denominato procedura *"Ricerca"*, che ha agevolato la gestione dei progetti di ricerca finanziati dall'Amministrazione e ha consentito di costituire una banca dati e di informazioni riguardanti non solo i progetti stessi ma anche gli Enti di ricerca e i ricercatori che svolgono l'attività scientifica. Tale sistema informatico consente, agli utenti interni all'Amministrazione, di accedere agli elenchi delle ricerche e a tutti i dati relativi alle stesse, tenuti in costante aggiornamento.

Si è ritenuto opportuno rendere consultabili dal pubblico alcuni dei dati suddetti realizzando la nuova procedura informatica ("C*atalogo ricerche*") con interfaccia utente che utilizza un browser, integrandoli con altro materiale. Gli stessi dati saranno scaricati periodicamente dalla procedura "*Ricerca*" alla procedura "C*atalogo ricerche*", aggiornandone il contenuto.

Altro passo propedeutico alla costruzione della procedura in questione è stata la standardizzazione dei rapporti finali delle ricerche. Con le circolari n. 60659 del 18/4/2000 e n. 252344R del 7 novembre 2000 è stato stabilito un nuovo formato per la stesura delle relazioni finali delle ricerche, oltreché formalizzato l'obbligo di inviare un riassunto in italiano ed in inglese del lavoro ed un elenco di parole chiave o descrittori, previa approvazione del Comitato per il coordinamento della ricerca scientifica e tecnologica applicata alla pesca. E' stato anche sollecitato l'invio di riassunti anche per le relazioni finali già precedentemente inviate ed approvate. Si è infine richiesto di inviare integralmente la relazione anche in versione informatica.

Contemporaneamente, si è proceduto alla messa a punto della procedura tramite uno stretto rapporto di collaborazione fra la D.G.P.A. e Finsiel ed infine, previo esame della redazione del sito web del MIPAF e dell'Ufficio Stampa che lo gestisce, ne è stata autorizzata la pubblicazione.

I riassunti in italiano ed in inglese, nonché le parole chiave e le relazioni integrali pervenute sono attualmente inserite nella procedura "*Catalogo ricerche*" tramite operatore.

Caratteristiche tecniche

Il modello tecnologico di riferimento scelto per l'implementazione dell'architettura della procedura *'Catalogo delle ricerche'* è quello della tecnologia WEB su Intranet/Internet e utilizza MS Internet Information Server come server Web.

Il Catalogo è accessibile da una qualunque postazione abilitata all'accesso ad Internet su cui è installato un browser Internet Explorer 3.0 o Netscape Navigator 3.0 o superiori, collegandosi al sito del Ministero delle Politiche agricole e forestali www.politicheagricole.it o alla homepage della procedura www.politicheagricole.it/catalogo-pesca/welcome.asp.

La procedura è stata realizzata utilizzando i linguaggi di programmazione Java Script, Active Server Pages (ASP), VBScript, HTML.

La base informativa della procedura è un Database relazionale Oracle.

Descrizione dell'interfaccia utente

Dalla pagina www.politicheagricole.it/catalogo-pesca/welcome.asp si accede alla procedura tramite i tasti "consultazione" o "utente MIPAF" per gli abilitati.

La pagina che viene in questo modo visualizzata chiede a quale delle banche dati disponibili si vuole accedere (ricerche, ricercatori, o thesaurus ASFA). Scegliendo la banca dati "ricerche" si apre una pagina contenente un formulario per l'interrogazione della banca stessa (modalità di ricerca avanzata). Si possono selezionare uno o più progetti di ricerca fornendo una griglia di dati. La procedura risponderà fornendo un elenco di ricerche selezionate. In corrispondenza di ogni riga visualizzata (corrispondente ad una ricerca) si potrà accedere alla pagina riguardante la ricerca che interessa tramite collegamento ipertestuale.

Raggiunta la pagina relativa alla singola ricerca, si possono visualizzare:
- autore (se non diversamente segnalato coincide con il responsabile scientifico);
- titolo della ricerca;
- ente che ha realizzato la ricerca;
- parole chiave;
- documenti allegati (riassunti, abstract, relazione integrale per gli utenti accreditati), in versione Adobe Acrobat qualora troppo voluminosi, o MS Word o Excel;
- data di eventuale avvenuta consegna della relazione finale.

La banca dati "ricercatori" contiene i dati personali dei ricercatori che hanno operato nei vari progetti (dati anagrafici, titolo di studio, ente di appartenenza, recapiti compresa e-mail e competenze specifiche). Attualmente non sono pubblicati, e non lo saranno sino a quando ciascun interessato avrà fornito all'Amministrazione apposita dichiarazione al trattamento dei dati sensibili ai sensi della legge n. 675 del 31 dicembre 1996 (legge sulla privacy).

La banca dati "Thesaurus", infine, contiene tutte le parole chiave elencate nei progetti inseriti, in italiano e in inglese. Si rimanda alla consultazione del data base ASFA (http://www4.fao.org/asfa/asfa.htm) per l'elenco completo delle parole chiave da utilizzare per i rapporti finali.

Livelli di accesso

L'accesso alla procedura 'Catalogo delle ricerche' è differenziato a seconda del tipo di utente che se ne serve:
- Utente in consultazione: è un qualunque utente del mondo Internet che desidera consultare il catalogo delle ricerche e la documentazione disponibile. L'accesso avviene direttamente senza la richiesta di accreditamento (utente e password);
- Utente MIPAF: è un utente dotato di password che ha la possibilità di consultare anche informazioni riservate e dati relativi ai ricercatori presenti sulla base dati;
- Utente amministratore: è l'utente che gestisce le informazioni presenti sulla base dati e le rende disponibili al pubblico.

Conclusioni

La procedura "*catalogo ricerche*" è stata presentata ed approvata dal Comitato per il coordinamento della ricerca scientifica e tecnologica applicata alla pesca nella riunione del 24 maggio 2001, ed è stata contestualmente pubblicata sul sito web del MIPAF. In coerenza con le linee strategiche relative all'informatizzazione nella pubblica amministrazione (AIPA, 2001) e le linee guida per l'organizzazione, l'usabilità e l'accessibilità dei siti web di Pubbliche Amministrazioni (Presidenza del Consiglio dei Ministri,

2001) e nell'ottica dell'adeguamento alle innovazioni tecnologiche, la D.G.P.A. ha inteso sfruttare al massimo le potenzialità della rete (world wide web) per ottimizzare la diffusione dei risultati delle ricerche (a livello nazionale ed internazionale) e mettere a disposizione le relazioni per la valutazione finale e l'approvazione.

Si è costruito pertanto uno strumento innovativo di gestione dei progetti e delle informazioni legate agli stessi integrabile a livello internazionale con altre iniziative quali ASFA e Adriafish (FAO Adriamed, 2000; 2001) che consentirà la valorizzazione del lavoro svolto a livello nazionale nel settore, offrendo al tempo stesso un nuovo servizio per il pubblico nel sito web del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali. Si cerca in tal modo di fornire un contributo per la crescita del flusso di informazioni scientifiche sia fra gli operatori scientifici interessati, sia fra questi e il mondo produttivo.

Ringraziamenti

Si ringrazia la dott.ssa M. Geppini e il personale Finsiel, IT Telecom coinvolto, per il contributo fornito per la realizzazione del progetto.

Bibliografia

A.I.P.A. (2001) - Autorità per l'Informatica nella Pubblica Amministrazione - Linee strategiche per il triennio 2002-2004 (www.aipa,it).

F.A.O. (1995) - Code of conduct for responsible fisheries: 41 pp.

F.A.O. Adriamed (2000) - Scientific cooperation to support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea, Adriamed Technical Documents, 1 - GCP/RER/010/ITA/TD-01: 64 pp.

F.A.O. Adriamed (2001) - Scientific cooperation to support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea, Adriamed Technical Documents, 4 - GCP/RER/010/ITA/TD-04: 42 pp.

MIPA (1998) - Ministero per le Politiche Agricole, Atti del Seminario "Le ricerche sulla Pesca e sull'Acquacoltura nell'ambito della Legge 41/82". *Biol. Mar. Med*., **5** (3): 2494 pp.

MIPA (2000) - Ministero per le Politiche Agricole, Atti del Seminario "Le ricerche sulla Pesca e sull'Acquacoltura nell'ambito della Legge 41/82". *Biol. Mar. Med*., **7** (4): 233 pp.

MRAAF (1996a) - Ministero delle Risorse Agricole Alimentari e Forestali, Risorse demersali (a cura di I.C.R Mare) nell'ambito del progetto "Trasferimento delle conoscenze scientifiche sullo stato delle risorse biologiche dei mari italiani agli operatori della pesca": 210 pp.

MRAAF (1996b) - Ministero delle Risorse Agricole Alimentari e Forestali, Risorsa molluschi (a cura di C.I.R.S.PE.) nell'ambito del progetto "Trasferimento delle conoscenze scientifiche sullo stato delle risorse biologiche dei mari italiani agli operatori della pesca": 85 pp.

MRAAF (1996c) - Ministero delle Risorse Agricole Alimentari e Forestali, Risorse pelagiche (a cura di Consorzio Mediterraneo) nell'ambito del progetto "Trasferimento delle conoscenze scientifiche sullo stato delle risorse biologiche dei mari italiani agli operatori della pesca": 177 pp.

MIPAF (2000) - Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, Decreto 25 Maggio 2000: "Adozione del VI Piano triennale della Pesca e dell'Acquacoltura 2000-2002", supplemento ordinario alla G.U n. 174 del 27/7/2000: 99 pp.

MMM (1982) - Ministero della Marina Mercantile, Legge 17 febbraio 1982, n. 41: "Piano per la razionalizzazione e lo sviluppo della pesca marittima". Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana n. 53 del 24/2/1982.

PRESIDENZA DEL CONSIGLIO DEI MINISTRI (2001) - Circolare 13 Marzo 2001, n. 3/2001: "Linee guida per l'organizzazione, l'usabilità e l'accessibilità dei siti web delle pubbliche Amministrazioni", G.U. n. 65 del 19/3/2001.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 836-851

F. Serena, M. Vacchi[1], G. Relini[2], G. Mò[1], M. Costantini[1], G. Notarbartolo di Sciara[1]

Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana (A.R.P.A.T),
Via Marradi, 114 - 57100 Livorno, Italy.
f.serena@arpat.toscana.it
[1]I.C.R.A.M., Rome, Italy.
[2]DIP.TE.RIS. University of Genoa, Genova, Italy.

STATUS OF THE APPLICATION OF THE IPOA-SHARKS TO THE MEDITERRANEAN AND PROPOSALS OF CO-ORDINATED INITIATIVES AIMED AT FURTHER DEVELOPMENTS*

*STATO DELL'APPLICAZIONE DELL'IPOA-SHARKS AL MEDITERRANEO E PROPOSTE PER UN COORDINAMENTO GENERALE**

Abstract

The Conventions and the Agreements dealing with nature conservation and in particular with the protection of Selachians are summarized.

Shark and Ray fishery problems are outlined and the international Plans of Action for the Conservation of Selachians, in particular IPOA – Sharks, are briefly described. Some details of the Italian Action Plan are presented.

Key-words*: IPOA-FAO, Shark, Conservation, Mediterranean.*

Introduction

During the last few decades, significant steps have been made on behalf of the scientific community and of environmental and fishery policy-makers, addressing the issue of marine biodiversity, conservation and sustainable fisheries. Such conclusions have brought the environment and fishery sectors to a common point of view that requires integration of these two sectors on a national and regional level. The policies and guidelines affecting Mediterranean biodiversity developed so far are summarised below so as to provide a general introduction to the activity proposed by this Subworking Group.

A. *The Barcelona Convention*

In 1995 the Mediterranean coastal states amended and signed a regional convention directed at the conservation of the Mediterranean marine environment known as the "*Convention for the protection of the marine and coastal environment of the Mediterranean*" which is often referred to as the *Barcelona Convention*[1]. The amendments of the Convention, which was adopted in 1976, have to date been accepted by 8 member parties (Croatia, the EEC, Egypt, Italy, Malta, Monaco, Spain, Tunisia). The convention is composed of 6 Protocols dealing with distinct aspects of marine protection, among which is the SPA and Biodiversity Protocol. Moreover, the Convention establishes a series of framework activities for the years 1996-2005 which include the sustainable management of marine resources through policies based on the precautionary principle and the FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries).

---

* A draft of this paper was presented during the second meeting (Rome 15-18 May 2001) of the Sub-Committee on Environment and Marine Ecosystems of GFCM – SAC, FAO.

[1] www.unepmap.org

B. *The SPA and Biodiversity Protocol*

The *Protocol for Specially Protected Areas and Mediterranean Biodiversity*[2] specifies that each member state shall protect, preserve and manage its threatened and vulnerable flora and fauna species. Each member shall identify and compile inventories of the components of its biodiversity that need to be preserved. Member states shall adopt strategies, plans and programs for the conservation of biodiversity and for the sustainable use of marine and coastal resources by incorporating such activities in the member state's relative political strategies. Each member state shall conduct appropriate monitoring of its biodiversity components, thus identifying the activities that may have a negative impact on the conservation and the sustainable use of such biodiversity. The Protocol for Special Protected Areas and Biological Diversity of the Mediterranean (SPA protocol) was ratified by Italy in May 1999 (it has been to date been ratified by EEC, Egypt, Malta, Monaco, Spain, Tunisia) and has recently entered into force (Dec.12, 1999).

C. *International Plan of Action for Sharks - IPOA*

The concept of conservation of biodiversity and management of marine resources through responsible fishery practices has led to a change in the political environmental strategies regarding fisheries. In 1997, an appeal to FAO from CITES, highlighted the lack of data of precise shark catch statistics on a world-wide level and identified the vulnerability of shark species to intense and circumscribed fishing activities. As a response, in 1998, FAO produced guidelines for an *International Plan of Action for the Conservation and Management of Sharks and Rays*, called *IPOA - Sharks*[3]. The plan requests UN-member countries to develop, on a national scale, and in agreement with neighbouring countries, specific assessment and management plans for the sustainable fishing and conservation of shark stocks within their national waters.

D. *The Community Plan of Action on Cartilaginous Fishes*

Considering that "sharks are fish species whose conservation falls within the domain of the Common Fishery Policy"[4], aspects concerning shark fishing and management should be addressed by conservation measures dictated by the EEC for implementation within EEC countries. To this effect, the EEC has prepared a *draft proposal Plan of Action* discussed at the COFI-FAO meeting held in Rome in February 2001.

Proposal from the European Community Plan of Action also discussed in COFI February 2001

The European Community Plan of Action encourages research programs aimed at the assessment of the conservation status of cartilaginous fish in the Mediterranean through enactment of a common methodology by all the Mediterranean countries. According to the draft plan common objectives should be defined in agreement with the current international guidelines that have been subscribed (and in some cases ratified) by each Mediterranean country.

The European Community Action Plan proposes the enactment of the following objectives:

- Support data collection for the improvement of the knowledge on elasmobranch species and their role in the ecosystem.

---

[2] www.rac-spa.org.tn

[3] www.fao.org/waicent/fisheries

- Implementation of harvesting strategies consistent with the principles of sustainability and the rationale of long-term economic use of resources.
- Reduction of discards and non-regulated catch of sharks in non-directed fisheries.

The European Community draft plan indicates the need to establish a proper management of cartilaginous fishes through an integrated array of different input/output and technical measures. The Action Plan outlines the priority objectives that should be attained to ensure a deeper knowledge on the bio-ecology of cartilaginous fish, on the population dynamics of exploited populations, and on the fisheries targeting sharks so as to ensure better management of the fisheries exploiting such fisheries directly or indirectly (by-catch).

Sustainable exploitation measures contributing to the conservation of sharks stocks, as well as of other fishes, may be summarised as follows:

- Management of exploitation rates
- Management of exploitation patterns
- Precautionary approach as described for single-species fishery management context.

The following topics are regarded as probable research priorities for the most common and important (intended as catch rate and economic value of species) elasmobranch species:

- Determination of life history characteristics (growth, reproduction, fecundity estimates, mortality rates).
- Determination of species geographical distribution pattern (by size/sex) and stock identification by monitoring of commercial catches, trawl surveys and by tagging studies.
- Spatial distribution at regional and local scale to identify spawning and /or nursery grounds.
- Identification of elasmobranch species taken in commercial catches through common fishing methods (both directed fishery and by-catch).
- Determination of population size estimates and length composition by scientific surveys.
- Monitoring of commercial catches/landings to define removals by size and possibly by age.
- Discard rates by main fishing methods.
- Relative importance of recreational fisheries.

The Proposed Italian Action Plan for Cartilaginous Fish

The Italian National Action Plan[5] for the Conservation of Cartilaginous Fishes (PAN-SHARKS) was conceived in order to provide Italy with the necessary tools for the ratification of the SPA Protocol. Such a plan respects the guidelines formulated within the EEC Draft Action Plan. The Italian Action Plan has also been drafted in con-

[4] Draft proposal Plan of Action for the conservation of cartilaginous fish discussed at the COFI-FAO meeting of February 2001

[5] The PAN-SHARKS was formulated by ICRAM (the Italian Central Institute for Applied Marine Research) with the participation of some of the foremost national shark specialists and the support of the Italian Society for Marine Biology (SIBM), the technical-scientific support of FAO and of the Ministry of Fisheries representative, as well as a participant of the national organisation for fisheries. (Expert Board: Giuseppe Notarbartolo di Sciara, Irene Bianchi, Lidia Orsi Relini, Giulio Relini, Marino Vacchi, Fabrizio Serena, Pere Oliver,Marco Costantini - Editorial Staff: Marco Costantini & Giulia Mo).

formity with the contents of the IPOA-Sharks and the United Nations Agreement for Straddling Fish Stocks[6] which addresses the management and conservation of certain highly migratory species of sharks but which has not yet entered into effect.

The PAN-SHARKS outlines the scientific, capacity-building and awareness activities that should be enacted through the Italian Ministries of the Environment and of Fisheries in order to counteract the present knowledge gap and thus support suitable management measures in the future. The activities have been formulated over a three-year period and it is understood that they will be replaced by subsequent activities based on the results that will be obtained at the end of the first triennium.

A. *GENERAL CONTENTS OF THE ITALIAN ACTION PLAN*

The Italian Action Plan draft (Annex 1) takes into account some aspects that regard the status of the cartilaginous fishes in the national waters (Vacchi & Notarbartolo di Sciara, 2000; Relini *et al.,* 2000) The following topics were developed:

Distribution and status *of exploitation and conservation in Italian seas (Biology, Ecology, etc.)*

The biological, ecological and behavioural knowledge of the Italian Selachian stocks is fragmentary, also for the more common species. Even if not exhaustive, the only available information concerns exploited species. Recent scientific works on demersal resources allow us to only give a qualitative and quantitative description through general abundance indexes.

Known and hypothetical menaces *and their availability of limitation*

In general, fishing activities (professional or recreational) appear to be the primary cause of mortality of the adult Chondrichthyes. The environmental crisis and the loss of suitable habitat may strongly contribute to a local extinction of more sensitive species with the consequent danger of extinction at a wider level.

Categories of classification for Italian Plan

Species present in Italian waters were allocated into approximate threat categories, based on the best available scientific knowledge. The species categories are the following:

- Protected Species
- Threatened species
- Vulnerable Species
- Occasional Species
- Species always present
- Species not present in Italian seas but present in the Mediterranean

Such species-specific category allocations will need to be re-examined following the enactment of an adequate plan aimed at the improvement of the knowledge on Selachians.

[6] http: www.un.org/Depts/los/los164st.html

B. *PRIORITY ACTIVITIES FORESEEN BY THE ITALIAN ACTION PLAN*

The Italian Action Plan identifies a number of priority activities (Annex I) to be undertaken in the next three years and which fall into the following domains:

Professional fisheries impact

Selachian catches are usually a fraction of the discard, especially for what concerns bottom-trawl fisheries (Sartor *et al.,* in press); Moranta *et al.,* 2000; Costa & Borgers, 1998). Trammel-nets also produce incidental catches of large sharks. In many other fishing activities, sharks represent an important part of the by-catch (Stevens *et al.,* 2000). In this regard the Priority Action Plan foresees the enactment of six activities concerning the impact of commercial fisheries.

Recreational fisheries impact

The recreational fishery aimed at big sharks is usually considered an action of null negative impact on the population. This activity however constitutes a targeted fishery in the Italian seas, which produces high levels of catches of pelagic sharks Bianchi *et al.,* 1997). The need to regulate and manage targeted recreational fisheries is observed in several countries world-wide such as the USA and Australia which have established catch quotas (TACs) for angler fishermen.

Data collection

There are many national and/or international research programs in the Mediterranean basin (GRUND, MEDITS, etc.) (Relini, 1998; Bertrand *et. al.,* 2002) aimed at establishing the stock assessment of fish resources. These research programs can be an important source of information on cartilaginous fish populations (occurrence, abundance, demography, fish assemblages etc.). Some of these programs (MEDITS) involve the participation of several European Countries, while others consist of national programs such as the Italian GRUND. Moreover, many Mediterranean Countries that are members of ICCAT are currently working on the assessment of tuna fisheries by-catch, which includes many cartilaginous fish.

Linkage with International programs

The National Action Plan should foresee the use and elaboration of data deriving from national and international programs for the evaluation of marine resources so as to formulate an updated Assessment Plan on the status of species present within the national waters, and so as to delineate suitable strategic actions. The following are examples of research programs from which species' data may be acquired:

GRUND (GRUppo Nazionale Demersali). Data from this program can allow the identification of nursery areas within the fishing grounds such as those provided for *Scyliorhinus canicula*. Information on nursery or special biological areas important for one or more species may thus furnish important elements aimed at the enforcement of specific management measures, in time and space, for the fishing activity (Figure 1).

LEM (Large Elasmobranchs Monitoring). This program allows the monitoring of large Elasmobranchs and at the same time analysis biodiversity changes that

may have occurred. Such an example is presented by the time series analysis of the past catches of the Italian tuna traps (the example of Baratti, Tuscany, Fig. 2).

LEM proposes a co-ordinated analysis of the historical and current available information on the **Basking shark** (*Cetorhinus maximus*) in the Mediterranean through data gathering on the presence of this species (Fig. 3). Until now, France, Spain, Tunisia, Malta, Greece, Croatia, and Algeria have manifested interest in participating in an information-gathering network on this species. England has expressed willingness to participate in the discussion as well as in providing genetic and photographic samples to detect possible relationships between Mediterranean and eastern Atlantic specimens. Other Mediterranean countries are in the process of being contacted.

MEDITS (MEDIterranean Trawl Survey). The program assesses the availability of certain fish resources (through trawl surveys) amongst which some species of cartilaginous fish. Detailed analysis of all the catches may thus provide important data for the status assessment of cartilaginous fish. Unfortunately, the mentioned program does not imply the involvement of the North African

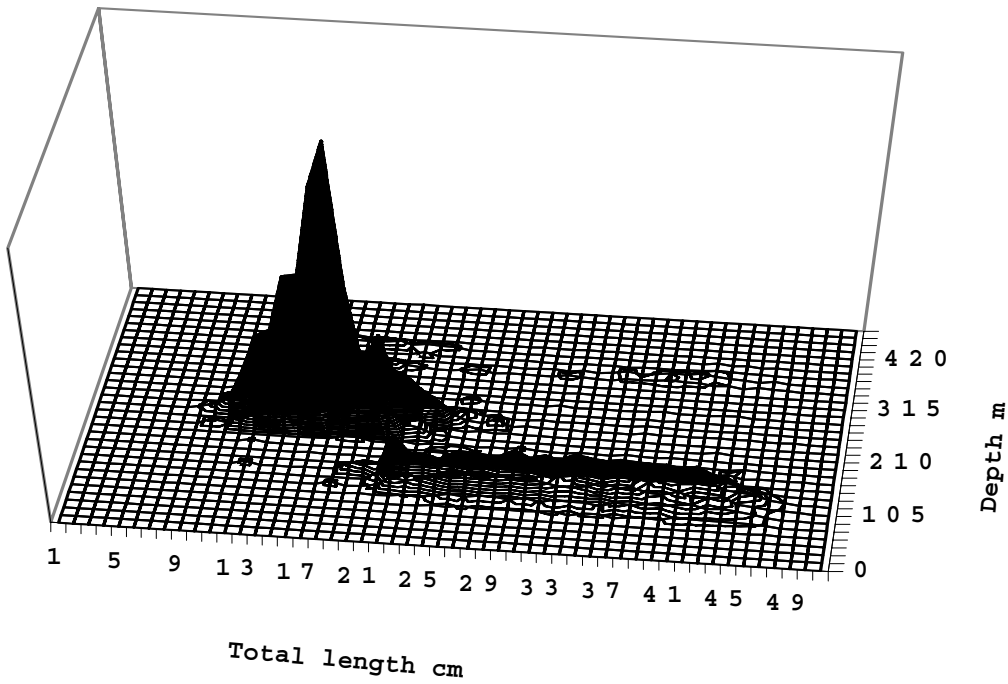


Fig. 1 - Abundance distribution by size and depth of *Scyliorhinus canicula* in the North Tyrrhenian Sea (Baino & Serena, 2000).

Distribuzione di abbondanza per taglia in funzione della profondità di Scyliorhinus canicula *nel nord Tirreno.*

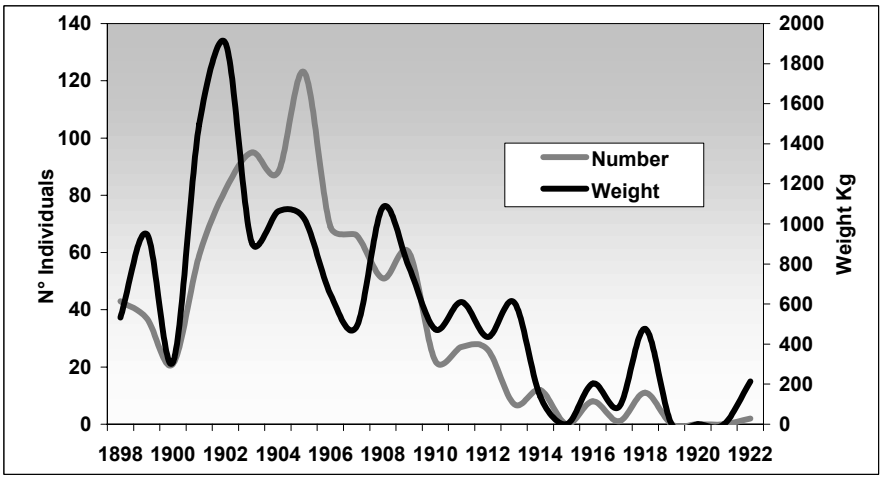


Fig. 2 - Time series of the hole Selachians catch in number and weight of the tonnarella of Baratti, Tuscany (Italy), not working today (Vacchi *et al.*, 2002).

Serie storiche in numero e in peso delle catture totali dei selaci della tonnarella di Baratti (Toscana-Italia), oggi non più operante.

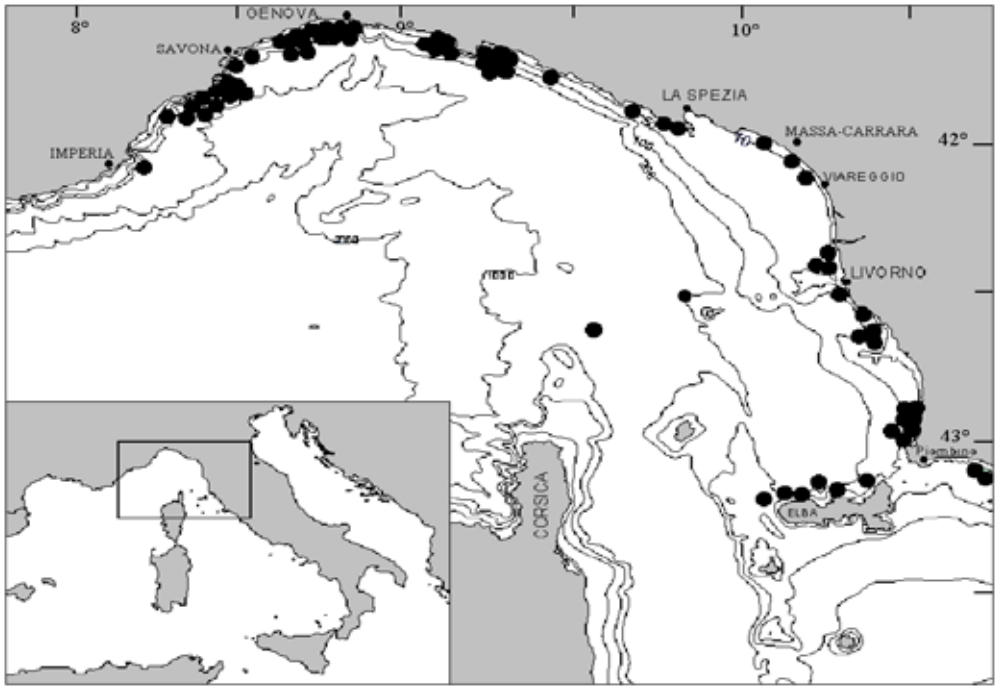


Fig. 3 - Geographical distribution of findings of basking shark (*C. maximus*) in the Ligurian and North Tyrrhenian seas (Serena *et al.,* 1999).

Distribuzione geografica della presenza dello squalo elefante (C. maximus) *nel Mar Ligure e Mar Tirreno.*

countries (Fig. 3).

Activities concerning similar Action Plans/initiatives in other countries

The last meeting of the SAC working group held in Palma de Mallorca (Spain) was presided by representatives of the following countries: Morocco, Tunisia, France, Malta and Italy. From the discussions and the data collected ensuing that meeting it appears that Spain, Malta, Morocco and France do not have a specific National Plan. On the other hand countries such as Tunisia, Malta and Morocco have been engaged in the following activities:

A. *Tunisia*

The general guidelines of the Tunisian plan related to Selacians, is included in the national plan on "fisheries stock management". This plan aims to study the biology and taxonomy of Elasmobranchs from the southern region of Tunisia (Gulf of Gabes).

The species listed in this study are:

Rhinobatos rhinobatos
Rhinibatos cemiculus
Raja clavata
Raja radula
Raja alba
Pteromylaeus bovinus
Torpedo torpedo
Torpedo marmorata
Dasyatis sp.

and other rare species

Raja miraletus
Gymnura altavela
Myliobatis aquila
Taeniura grabata.
Cetorhinus maximus

B. *Malta*

A National Plan for protection of cartilaginous fish does not exist but several cartilaginous species listed under the Bern Convention have been given legal protection.

- **Fully protected**:
  Carcharodon carcharias
  Cetorhinus maximus
  Mobula mobular
- **Harvest regulated**:
  Isurus oxyrinchus
  Prionace glauca
- **Species appearing in Bern Convention for which Malta made a reservation**:
  Raja alba
  Squatina squatina

An important research on cartilaginous fish landing data is currently performed in Malta (Fig. 5).

In view of COFI recommendations, which Malta intends to adopt, an action plan

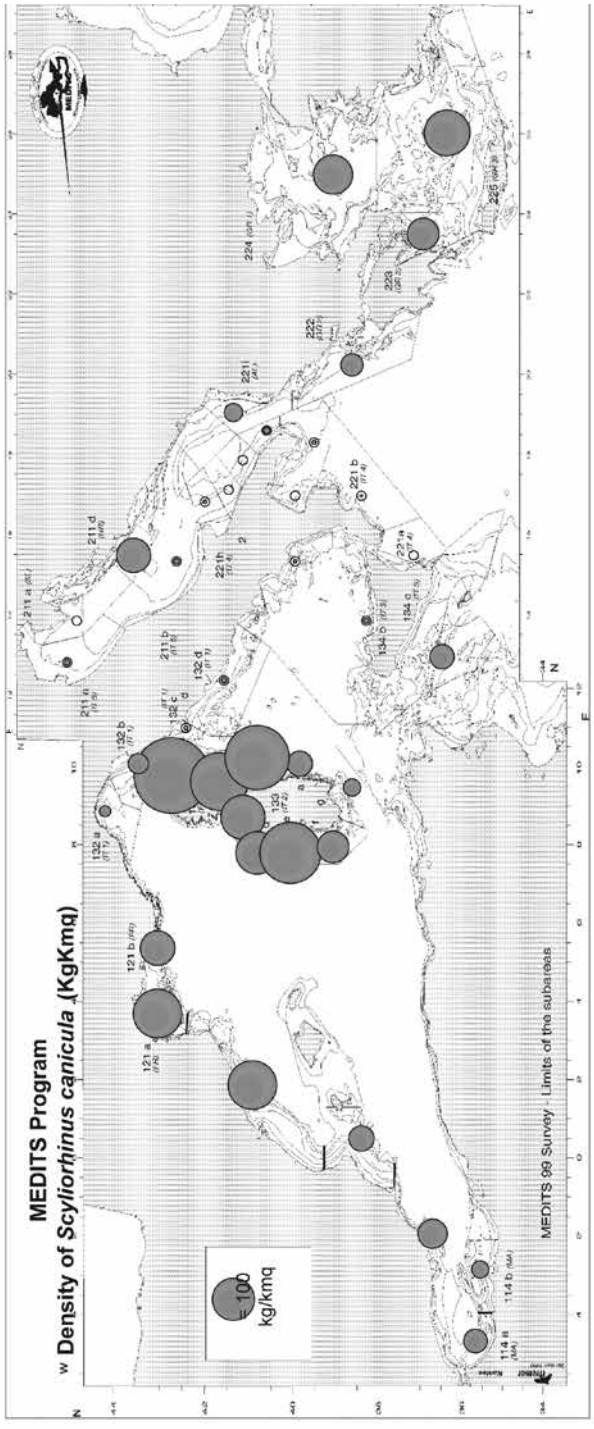


Fig. 4 - Density of *Scyliorhinus canicula* (KgKmq)from MEDITS Program data.
Densità di Scyliorhinus canicula *espressa in Kg/kmq utilizzando dati provenienti dal programma di ricerca MEDITS.*

for sharks is to be prepared in the future.

C. *Morocco*

In Morocco no Mediterranean plan for sharks is available but the regional centre of INRH based in Nador has begun collecting information on bycatch of the swordfish fisheries (with small driftnets), mainly concerning the catches of *Alopias vulpinus* and *Isurus oxyrinchus*.

Twenty countries to appear on Mediterranean basin but few of them have or intend to adopt in the near future a National Plan of Action (Tab. 1).

Proposal for a Mediterranean plan of action for the conservation and management of cartilaginous fish

A. *Proposals made by the Italian Action Plan concerning action at a regional level*

Given the migratory nature of many shark species, the Italian National Action Plan highlights that Italy activates itself within the relevant international and regional organisations, such as FAO and UNEP-MAP, in stimulating the formulation of a Mediterranean Action Plan for the conservation and management of cartilaginous fishes. Such a plan would thus allow the FAO global guidelines to be applied at a regional level, through the obligations subscribed by the states with the Barcelona Convention.

To this effect, a proposal for the request of a Mediterranean Action Plan was made during the April 2000 and February 2001 meetings of the SAC working group on the environment. Such a proposal was accepted by the experts and has resulted in the formulation of the present document.

A similar proposal was discussed during the meeting of the National Focal Points to the SPA Protocol (Valencia 23-26 April 2001) and National Focal Points of the Barcelona Convention countries asked that the SPA Protocol secretariat activate itself to develop a Mediterranean Action Plan for the Conservation of Cartilaginous Fish, in conjunction with the GFCM/FAO and relevant EEC Directorates. Such a plan, should entail:

- Assessment Plans of the conservation status of cartilaginous fish and consequently
- Action Plans for the conservation of the most vulnerable species as identified in the Assessment Plan.

B. *Activities that could be requested by the Working Group SAC on the Environment to the GFCM*

Considering the concerns and national obligations directed at the conservation of marine biodiversity and the enactment of sustainable fishing practices, specified within Point I of the present document, it appears crucial that concerted action be undertaken at a regional level to manage and conserve the cartilaginous fish species present within the Mediterranean basin. Such concerted action should stem within the frameworks of those institutions whose mandate involves policies, as specified within Point I (EEC, UNEP/MAP as specified by the Barcelona Convention, the GFCM/FAO), referring to the Mediterranean basin (either through part of their geographical coverage such as the EEC or through the entire Mediterranean range such as the UNEP/MAP and the GFCM/FAO).

It appears fundamental that the following sequence of actions is discussed and pro-

Tab. 1 - National Action Plan on Selachians in different countries.
Piano d'Azione Nazionale sui selaci nei diversi paesi.

Mediterranean Riparian States	National Action Plan Cartilaginous Fish	Intention to adopt a NAP	NAP Draft or Report ready	Protocol / Convention / Agreement Status			Existence of Special National Programs	Linkage with International Programs and Commissions
				SPA Prot. (Barcelona Conv.)	Berne Convention	UNCLOS Straddling Stock Agreement		
Albania								MEDIT
Algeria								ICCAT
Bosnia/ Herzegovina								
Croatia								MEDIT-ICCAT
Cyprus					Ratified, Reservation made			
Egypt				Ratified		Signed		
France					Ratified, Reservation made	Signed		MEDIT-ICCAT
Greece					Ratified, Declaration made	Signed		MEDIT
Israel						Signed		
Italy	Yes		Final Report	Ratified	Ratified	Signed, ratification instrument withdrawn pending EEC directives	GRUND,LEM	MEDIT-ICCAT
Lebanon								
Libya								ICCAT
Malta		Yes		Ratified	Ratified, Reservation made, Declaration made			MEDIT
Monaco				Ratified	Ratified	Ratified		
Morocco						Signed		ICCAT
Slovenia								
Spain				Ratified	Ratified, Reservation made	Signed	Yes	MEDIT-ICCAT
Syria								
Tunisia	Yes			Ratified	Ratified, Reservation made			ICCAT
Turkey					Ratified, Reservation made			
European Economic Community		Yes	Draft COFI	Ratified	Ratified, Declaration made	Signed and Declaration made		MEDIT-ICCAT-FAIR-APSC-MAC-DELASS
Other European Country								
Denmark					Ratified, Territorial Declaration made	Signed	Yes	ICCAT
Finland					Ratified, with Reservations	Signed		ICCAT??
Germany					Ratified	Signed		ICCAT
Ireland					Ratified	*Signed*		ICCAT
Netherland					Ratified, Territorial Declaration made	*Signed*		ICCAT
Norwegian					Ratified, with Reservations, Declaration made, Territorial Declaration made	Ratified		ICCAT
Portugal					Ratified	*Signed*		ICCAT
Sweden					Ratified	*Signed*		ICCAT??
United Kindom	Yes ?				Ratified, with Reservations, Territorial Declaration made	*Signed*	Yes	ICCAT

cedures are formulated so as to proceed towards the enactment of regional recommendations or a Mediterranean Action Plan, endorsed by EEC, UNEP/MAP and GFCM that entails the following points:

- Assessment on what sort of impact a GFCM recommendation would have from a practical point of view in terms of encouraging countries to enact a national action plan based on the guidelines set forth by a Mediterranean plan.
- Conduct a preliminary assessment of the distribution and abundance of cartilaginous fish present throughout the Mediterranean region based on the data recorded within the international commissions or programs like ICCAT, MEDITS, etc. from the past until now.
- Definition of a further set of parameters to be recorded (species identification for all cartilaginous fish, weight and length measurements, sex identification, identification of maturity status etc.), within the already existing Mediterranean research programs so as to identify: areas of special interest (nurseries, mating and spawning grounds) and areas or species under particular fishing pressure. Guidelines should foresee the formulation of operational procedures needed for data recording and for the elaboration of these measurements.
- Definition of a scientific program that includes the participation of non-EC Mediterranean countries within the data recording established in the third point. This could possibly entail a particular international research effort subsidised by FAO and UNEP in order to identify species (cartilaginous fish) most vulnerable to the effects of fishing practices.
- Basically we should have to estimate the amount of shark discards and landings of

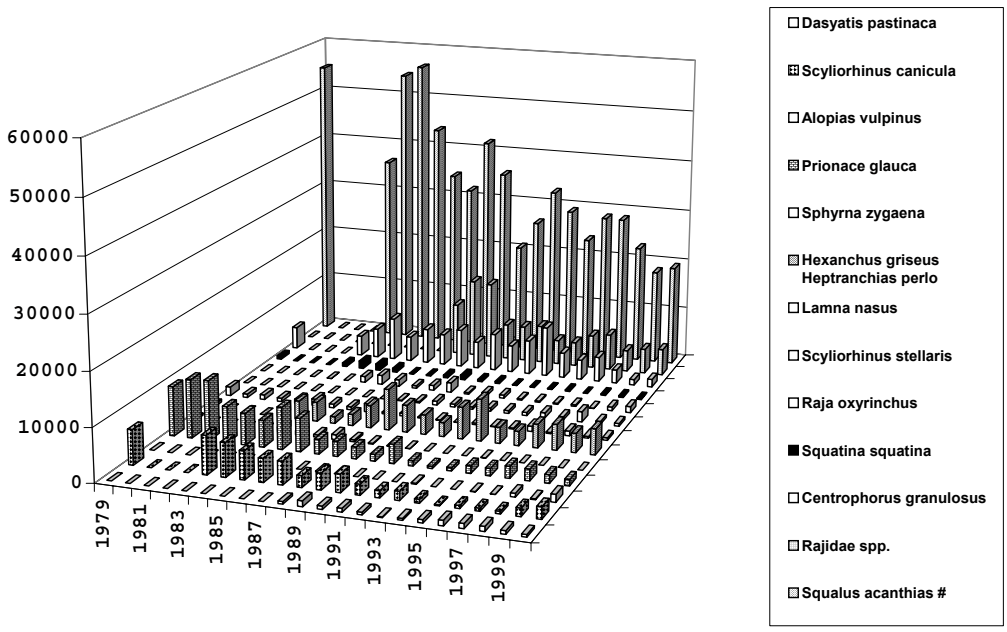


Fig. 5 - Selachians landing data in Malta. Darmanin per. com.
I selaci sbarcati dalla marineria di Malta.

the Mediterranean fisheries in order to assess the real impact of fishing on the stocks. Some countries as Italy, Tunisia, Malta and Morocco are currently working on this important research activity.

Conclusions

Based on the points expressed in the present document, the Subworking Group on the Environment, asks that a recommendation be made by the SAC to the GFCM to activate the necessary tools and regional agreements towards the formulation of a Mediterranean Action Plan for the Management and Conservation of Cartilaginous Fish.

Riassunto

Negli ultimi decenni, la comunità scientifica ha fatto enormi progressi nella politica ambientale e in particolare in quella della pesca, prendendo in seria considerazione argomenti relativi alla biodiversità marina alla conservazione e alla pesca sostenibile. Questi ultimi due e aspetti hanno richiesto e richiedono un'analisi integrata a livello regionale e nazionale. Essi tengono conto in ogni caso delle indicazioni guida che si sono sviluppate in ambito europeo. Tale politica fa riferimento essenzialmente alla convenzione di Barcellona, strutturata in sei Protocolli relativi a precisi elementi di protezione. Il Protocollo che forse c'interessa di più è quello sulla Biodiversità. La Convenzione stabilisce anche una serie di attività per il periodo 1996-2005, includendo la gestione sostenibile delle risorse marine e, facendo riferimento esplicito al codice FAO di Condotta per una pesca responsabile, adotta principi di base precauzionali.

Il Protocollo sulle aree marine protette e sulla biodiversità in Mediterraneo specifica che gli stati membri proteggeranno, preserveranno e gestiranno le specie di fauna e flora in pericolo o vulnerabili, adottando strategie mirate alla programmazione di specifici piani per la conservazione della biodiversità. Ciò che interessa sarà fondamentalmente il monitoraggio delle componenti essenziali la biodiversità, nonché l'identificazione di quelle attività che possono avere impatto negativo sulla conservazione della biodiversità stessa. Questo Protocollo è stato ratificato dall'Italia nel maggio 1999 ed è entrato in forza il 12 dicembre del medesimo anno.

Va detto anche che questo nuovo concetto sulla conservazione della biodiversità e sulla gestione delle risorse marine attraverso una pesca responsabile ha condotto a sostanziali cambiamenti nella politica della pesca, tanto da far decidere un piano gestionale d'azione, con respiro internazionale, indirizzato espressamente agli elasmobranchi di tutti mari del nostro pianeta. Tale piano, voluto dalla FAO e chiamato IPOA-Sharks, chiede che ciascuno stato sviluppi uno specifico piano relativo alle proprie acquee nazionali

Durante l'ultima riunione del COFI-FAO, tenutasi a Roma nel febbraio 2001, la Comunità Europea ha presentato una proposta di Piano d'Azione con lo scopo di coordinare i paesi europei che si affacciano sul Mediterraneo.

I principali obiettivi che la Comunità Europea si prefigge di raggiungere riguardano il supporto di programmi tesi a migliorare le conoscenze biologiche ed ecologiche, nonché la riduzione dello scarto alfine di ottimizzare lo sfruttamento di queste risorse.

L'Italia in realtà ha già redatto il suo Piano d'Azione (PAN-Sharks), avvalendosi di un gruppo di esperti nazionali coordinati dall'ICRAM. Questo piano aspetta ora di essere recepito dai due Ministeri preposti, vale a dire il Ministero dell'Ambiente e quello delle Politiche Agricole e Forestali. Una volta messo insieme queste volontà si potrà dare il via alle attività previste che dovrebbero avere cadenza triennale e sostanzialmente riguardare lo status dei pesci cartilaginei nei nostri mari. In sostanza l'idea è semplicemente quella di migliorare le conoscenze biologiche, ecologiche di questo importante gruppo di organismi marini e valutare le minacce cui sono soggetti, sia quelle dovute alla pesca professionale sia alla pesca sportiva, non ultimo integrare le informazioni raccolte con quelle derivanti da altri programmi di ricerca come GRUND, MADITS, LEM, ecc.

L'ultima riunione del GFCM-FAO (SAC) di Roma, nel maggio 2001, ha messo in evidenza le carenze organizzative che in materia di attivazione dei piani, esistono a livello Mediterraneo. In pratica nessun paese ha fino ad ora dato vita a un effettivo Piano di Conservazione per i pesci cartilaginei, in tal senso l'Italia risulta all'avanguardia avendo già stilato il suo rapporto finale.

Durante la stessa riunione di Roma, tenuto conto della posizione della Comunità Europea e degl'impegni che i vari paesi mediterranei potranno prendere in futuro, è stata rimarcata la necessità di formulare un Piano Mediterraneo che raccolga e coordini esigenze e conoscenze in questa materia. Tale proposta conferma la volontà generale già espressa a Valencia (23-26 aprile 2001) durante l'incontro sui "National Focal Points" per sviluppare, anche in Mediterraneo, un preciso Piano d'Azione per la Conservazione dei pesci cartilaginei.

Bibliography

BERTRAND J., GIL DE SOLA L., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (2002) - The general specifications of the MEDITS surveys. *Sci. Mar*., **66** (Suppl. 2): 9-17.

BAINO R., SERENA F. (2000) - Abundance estimation and geographical distribution of some selachii in the Northern Tyrrhenian and Southern Ligurian Seas. *Biol. Mar. Medit*., **7** (1): 433-439.

BIANCHI I., CLÒ S., COSTANTINI M. (1997) - Med- Tag e Baby Shark: due progetti per la marcatura degli squali. Primi risultati, riflessioni e prospettive. *Quad. Civ. Staz. Idrobiol*., **22**: 137-146.

COSTA M.E., BORGES T.C. (1998) - Shark Discards from the Southern Portuguese Coastal Fisheries. *CM/BB: 15 Fishery Assessment Methods*: 20 pp.

MORANTA J., MASSUTI E., MORALES-NIN B. (2000) - Fish catch composition of the deep sea decapod crustacean fisheries in the Balearic islands (western Mediterrenean). *Fish. Res*., **45**: 253-264.

RELINI G. (1998) - Valutazione delle risorse demersali. *Biol. Mar. Medit*., **5** (3) parte I: 3-19.

RELINI G., BIAGI F., SERENA F., BELLUSCIO A., SPEDICATO M.T., RINELLI P., FOLLESA M.C., PICCINETTI C., UNGARO N., SION L., LEVI D. (2000) - I Selaci pescati con lo strascico nei mari italiani. *Biol. Mar. Medit*., **7** (1): 347-384.

SARTOR P., SBRANA M., REALE B., BELCARI P. (in press) - Impact of the deep sea trawl fishery on demersal communities of the northern Tyrrhenian Sea (Western Mediterranean). *Journal of Northwest Atlantic Fishery Sciences*.

SERENA F., VACCHI M., NOTARBARTOLO DI SCIARA G. (1999) - Geographical distribution and biological information on the basking shark, Cetorhinus maximus in the Tyrhhenian and Ligurian Seas. In: Séret B., Sire J.-Y (eds), *Proc. 3rd Europ. Elasm. Assoc. Meet., Boulogne-sur-Mer, Paris.* Soc. Fr. Ichtyol. & IRD, 2000: 47-56.

STEVENS J.D., BONFIL R., DULVY N.K., WALKER P-A. (2000) - The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and implication for marine ecosystems. ICES *Journal of Marine Science*, **57**: 476-494.

VACCHI M., BIAGI V., PAJETTA R., FIORDIPONTI R., SERENA F., NOTARBARTOLO DI SCIARA G. (2002) - Elasmobranch catches by tuna trap of Baratti (Northern Tyrrhenian Sea) from 1898 to 1922. In: Vacchi M., La Mesa G., Serena F., Séret B. (eds), *Proc. 4rd Europ. Elasm. Assoc. Meet., Livorno (Italy),* ICRAM, ARPAT & SFI, 1999: 177-183.

VACCHI M., NOTARBARTOLO DI SCIARA G. (2000) - I pesci cartilaginei dei mari italiani, una risorsa che richiede urgenti misure di tutela. *Biol. Mar. Medit*., **7** (1): 296-311.

ANNEX 1

Index of the Italian Action Plan for the Conservation of Cartilaginous Fishes developed by ICRAM

Volume I. Action Plan for the triennium 2001-2003

I. Premise on the Italian Action Plan for the Conservation of Cartilaginous Fish (PAN-Sharks)

II. Considerations on the species present within Italian waters and category allocation based on the threats encountered by each species

III. Proposed activities for the triennium

1. Impact of commercial fisheries

Action N° 1	Analysis on the abundance of demersal species
Action N° 2	Analysis on the abundance of pelagic species
Action N° 3	Report on the demersal and pelagic species captured as by-catch in commercial fisheries based on literature review and current fishing effort in Italian waters
Action N° 4	Pilot study on landings at selected ports
Action N° 5	Analysis on the incidence of basking shark (*Cetorhinus maximus*) by-catch in the artisanal fisheries in the Ligurian and Tyrrhenian seas
Action N° 6	Analysis of elasmobranch catches in directed artisanal fisheries of the northern Adriatic

2. Impact of recreational fisheries

Action N° 7	Analysis of the impact and proposed management measures for the recreational fishing of Elasmobranchs with particular regards to blue shark (*Prionace glauca*) and thresher shark (*Alopias vulpinus*) in the Adriatic Sea

3. Infrastructure

Action N° 8	Preparation of field guides for the identification of shark species and creation of a field guide for *Raja* spp.
Action N° 9	Creation of a website on the "Cartilaginous fishes present in Italian waters"
Action N° 10	Rare species identification and sighting recounts by marine military corps at sea, and through the fishing communities of selected areas

4. Awareness building

Action N° 11	Awareness campaign on "Cartilaginous fishes present in the Italian seas"

5. Activities of international domain

Action N° 12	Support in the formulation of a Mediterranean Action Plan for the Conservation of Cartilaginous Fishes

Volume II. Appendices

I. The cartilaginous fishes of the Mediterranean Sea

- Introduction to the Chondrichthyes of the Italian seas
- Population status of the Chondrichthyes of the Italian seas
- Protection measures deriving from international Conventions and Agreements and resulting national legislation
- Species data sheets

II. Known and hypothesised threats faced by cartilaginous fishes present in Italian seas and possible measures of monitoring and conservation

A. Threats

Indirect mortality threats

Demersal professional fisheries
Pelagic professional fisheries

Direct mortality threats

- Historical fishing of *Hexanchus griseus*) in the Ligurian and Ionian Seas
- *Prionace glauca* fisheries
- Dogfish fisheries
- Recreational fishing practices
- Finning

Habitat loss and degradation

- Habitat loss
- Xenobiotic biomagnification

Natural mortality factors

B. Control and management measures

Suggested actions in order to assess the impact of the threats
Suggested actions to manage the threats faced by the species

III. Definition of acronyms and technical terms

IV. Literature cited

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 852-855

F. Magillo, M. Faimali, M. Andrenacci, S. Geraci

CNR - Istituto per la Corrosione Marina dei Metalli, Via De Marini, 6 - 16100 Genova, Italia.

VIDEO-TRACK ANALYSIS OF LIGHT-INDUCED MOTION RESPONSE IN *BALANUS AMPHITRITE* DARWIN (CRUSTACEA: CIRRIPEDIA) LARVAE

STUDIO DELLE FOTORISPOSTE IN LARVE DI BALANUS AMPHITRITE *DARWIN (CRUSTACEA: CIRRIPEDIA), MEDIANTE ANALISI VIDEOGRAFICA DEI PERCORSI DI NUOTO INDIVIDUALI*

Abstract

This preliminary investigation deals with the evaluation of toxic stress in Balanus amphitrite *(Darwin, 1854) nauplii using videographic techniques and behavioural indexes (light-induced motion-responses).*

The results with sub-lethal concentrations of an antifouling biocide show the high sensitivity of the technique.

Key-words: *tracking, ecotoxicology, phototaxis,* Balanus amphitrite*, antifouling substances.*

Introduction

Light-induced motion responses represent a behavioural aspect of basic ecological significance for marine invertebrates, especially in larval phases, because of their role in the regulation of daily and ontogenetic vertical migrations (Barile *et al.*, 1994; Vazquez and Young, 1998). Moreover, photoresponses of organisms integrate reactions at motory, nervous and energetic levels, and are particularly representative for evaluating their overall physiological status (Wu *et al.,* 1997).

B. amphitrite napuliar larvae can modify their phototactic behaviour in presence of sub-lethal concentrations of toxic substances (Faimali *et al.*, 1997): the evaluation of macroscopic alterations already gave more sensitive and precise measures with respect to common acute toxicity tests (Faimali *et al*., 1999).

The aim of the present work is to characterize the light-induced motion response of *B. amphitrite* larvae (nauplius II), by using videographic and image-analysis techniques, and to evaluate alterations induced by toxic stress in a quantitative way.

Materials e methods

Larvae are obtained from laboratory-reared adult barnacles (collected in Genoa harbour) and are stored in Petri dishes, in filtered (0.22 μm) natural sea-water at 20°C and 37‰, without food and aeration (Faimali *et al.*, 1999).

Toxic stress is induced by the biocide Zinc pyrithione (2-pyridinethiol-1-oxide, zinc complex): larvae are exposed to 0.1 and 1 $\mu g \times ml^{-1}$ of ZNPT for 3 hours, before testing. Besides the behavioural test, acute toxicity test evaluating mortality (total absence of appendages movements for 5 seconds, for individual larvae observed under optical microscope) is led at 3, 6, 12 and 24 hours for the same concentrations. Both tests are repeated for 3 replicates.

The experimental apparatus consists of a video camera with a macro-objective, which records the paths of a sample of 25-35 larvae, swimming in a small cuvette. The

cuvette (black perspex, internal size: 21 × 14 × 3 mm) is endowed with a transparent side through which a white light beam (4000 lux) can be transmitted by a generator connected with an optic fibre. The apparatus is contained in a black box (60 × 60 × 100 cm) to exclude external sources of light, and the cuvette is observed under an infrared monitoring light. Video-frames are digitised by a frame grabber installed on a PC, and edited with the software Scion Image (Scion Corporation). Images are analysed through custom-made macros (Pascal language) to obtain individual path tracks.

The sample introduced in the experimental apparatus is dark-adapted for 2 minutes before video-recording. Two types of movie are recorded, each lasting 2.4 seconds:
- movies in darkness: starting at the end of the adaptation-period;
- movies under light-stimulation: starting at the end of a reaction-time (1 second) after the onset of the light stimulus (as suggested by Lang *et al.*, 1980).

Parameters and indexes for behavioural characterization – The analysis of individual tracks enables to appreciate the different kinds of photoresponses (photokinesis and phototaxis), quantitatively expressed by appositely studied indexes.

Photokinesis (orthophotokinesis: undirected variation of locomotory activity) is measured by the light-induced increase of swimming speed, compared to speed in darkness. The Index of photokinetic response is defined by the equation $I_{P.K.} = (v_L - v_D)/v_D$, where "$v_L$" is the average swimming speed of the sample under stimulation, and "v_D" is the average swimming speed in darkness.

Phototaxis (directed movement with respect to a source of light) is measured by parameters of orientation, based on the angle between light-beam direction and a single path-tracks. The mean vector for a sample is calculated and the Rayleigh statistic test ($\alpha = 0.05$) for randomness is applied, according to Batschelet (1981). The Index of phototactic orientation is defined by the equation $I_{P.O.} = (r - r(N))/(1 - r(N))$, where "r" is the mean vector, "r(N)" is the threshold of the Rayleigh test at level 0.05, and "N" is the number of individuals. Graphic representation of orientation is given by circular graphs (see Fig. 3), whose shape is representative of the phototactic behavior of the sample.

At the population level, we consider the Shift of the centre of gravity ($S_{C.G.}$) for 2.4 seconds of stimulation: the parameter represents the mean position of all larvae belonging to a sample.

Dunnett's test for multiple comparisons (level 0.05) is utilized for detection of significance of differences between contaminated and control samples.

Results

Mortality test – Results for the percentage of survivors show non-significant mortality after 3 hours of exposure for both concentrations, while significant differences from control samples exist only for 1 $\mu g \times ml^{-1}$ after 12 and 24 hours of exposure (Fig. 1).

Biocide-induced stress evaluation

Results of the behavioural test show significant differences from control samples for both concentrations.

Photokinesis: swimming speed at 1 $\mu g \times ml^{-1}$ differs significantly from controls; $I_{P.K.}$ reveals no statistical differences, although a decreasing pattern is graphically perceivable (Fig. 2).

Phototaxis: r-value gives no statistical differences from control samples; $I_{P.O.}$ reveals a significant difference at 0.1 $mg \times ml^{-1}$, and the histogram shows a clear effect of excitation at this concentration (Fig. 3).

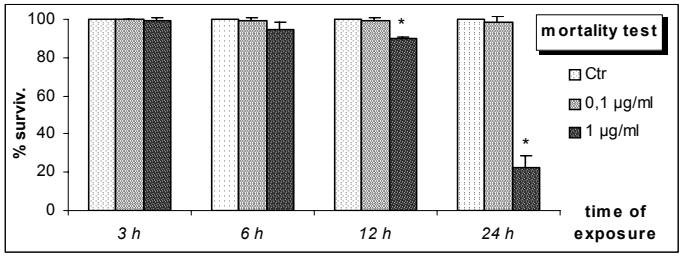


Fig. 1 - Percentage of survivors after 3, 6, 12, 24 hours of exposure (*=p<0.05).
Sopravvivenza percentuale dopo 3, 6, 12, 24 ore di contatto (=p<0.05).*

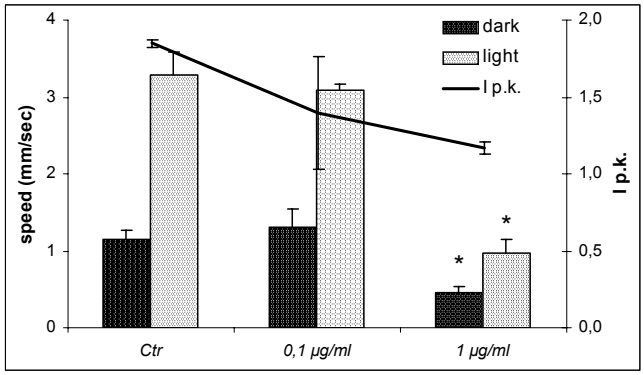


Fig. 2 - Swimming speed and $I_{P.K.}$ for the used concentrations (*=p<0.05).
Velocità di nuoto e $I_{P.K.}$ per le concentrazioni utilizzate (=p<0.05).*

Shift of the centre of gravity: significant difference exists for 0.1 $\mu g \times ml^{-1}$ and the graphical pattern under light-stimulation is similar to that of $I_{P.O.}$, with high (0.947) correlation (Fig. 4).

Discussion and conclusions

The technique allows the quantification of different kinds of photoresponses: in this way alterations of one or more behavioural parameters, depending on the used toxicant with its peculiar mechanism of action, can be detected. The quantitative aspect, only secondly considered in several works, is critical as it gives the possibility of evaluating the presence and entity of toxic stress.

The analysis of samples contaminated with sub-lethal concentrations of ZNPT shows that this method is highly sensitive with respect to acute toxicity tests, already after 3 hours of exposure. Therefore, the application in ecotoxicological testing is possible and promising.

Acknowledgements

The authors gratefully acknowledge Dr. G. Colombetti (I.B. – C.N.R. Pisa) and his research team for their contribution during the theoretical and technical setting-up of the methodology.

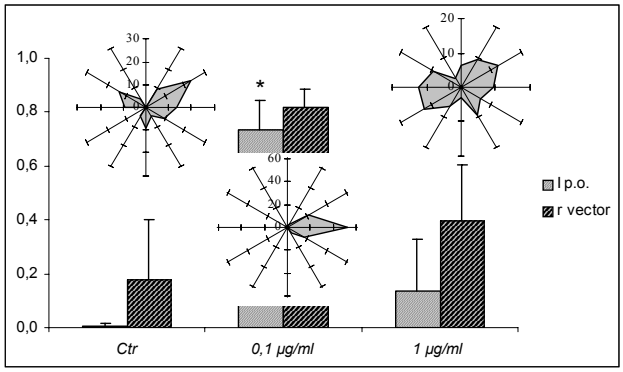


Fig. 3 - R-values and $I_{P.O.}$ for the used concentrations (*=p<0.05); circular graphs represents the average distribution of individual path directions (axis=percent of individuals).

Valori del vettore r e di $I_{P.O.}$ per le concentrazioni utilizzate (=p<0.05); i grafici circolari rappresentano la distribuzione media delle direzioni individuali (asse= percentuale di individui).*

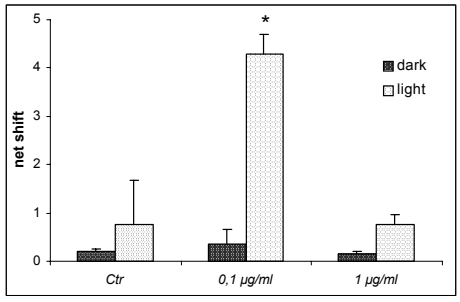


Fig. 4 - Net shift of the centre of gravity for the used concentrations (*=p<0.05).

Spostamento netto del baricentro della popolazione per le concentrazioni utilizzate (=p<0.05).*

References

BARILE P.J., STONER A.W., YOUNG C.M. (1994)–Phototaxis and vertical migration of the queen conch (*Strombus gigas* Linne) veliger larvae. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* **183**: 147-162.

BATSCHELET E. (1981) – *Circular statistics in biology*. Academic Press, London: 371 pp.

FAIMALI M., FORNI G., ANDRENACCI M., GARAVENTA F., GERACI S. (1999) – Saggi di laboratorio per la valutazione del potenziale impatto ambientale di biocidi per pitture antivegetative marine. *Biol. Mar. Medit.,* **6** (1): 700-703.

FAIMALI M., ROMAIRONE V., TERLIZZI A., SCUDERI D., GERACI S. (1997) – Fototattismo larvale in *Balanus amphitrite* e *Artemia salina*: possibili impieghi in test ecotossicologici per pitture antivegetative. *Biol. Mar. Medit.,* **4** (1): 643-645.

LANG W.H., FORWARD R.B. Jr., MILLER D.C., MARCY M. (1980) – Acute toxicity and sublethal behavioral effects of Copper on Barnacle nauplii. *Mar. Biol.,* **58**: 139-145.

VAZQUEZ E., YOUNG C.M. (1998) – Ontogenetic changes in phototaxis during larval life of the ascidian *Polyandrocarpa zorritensis* (Van Name, 1931). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* **231**: 267-277.

WU R.S.S., LAM P.K.S., ZHOU B.S. (1997) – Effects of two oil dispersants on phototaxis and swimming behaviour of barnacle larvae. *Hydrobiologia,* **352** (1-3): 9-16.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 856-858

F. Catania, C.M. Messina, A. Curatolo, G. Mistretta, A. Santulli

Istituto di Biologia Marina, L. mare D. Alighieri - 91016 Erice, Trapani, Italia.

CARATTERIZZAZIONE DI *ARTEMIA* (*ARTEMIA SALINA)* DELLE SALINE DI TRAPANI

CHARACTERIZATION OF ARTEMIA (ARTEMIA SALINA) *FROM TRAPANI SALT-WORKS*

Abstract

RAPD analysis on A. salina *obtained by cysts collected in Trapani saltwork in 1989 and 2000, demonstrated the absence of contamination of the genetic pool of local populations by allochthonous* A. franciscana*, commonly used in aquaculture plants. Gas chromatography shows a positive nutritional value of the PUFA content of* A. salina*.*

Key-words*:* Artemia, *RAPD, fatty acids.*

Introduzione

L'artemia costituisce la dieta principale per i primi stadi di sviluppo delle specie allevate in acquacoltura, con un consumo mondiale annuo di circa 2000 t. Questo ha determinato introduzioni, accidentali o volontarie, di artemia in laghi salati e in un gran numero di saline (Geddes e Williams, 1987). Nelle saline di Trapani è presente *Artemia salina*, specie endemica dell'area del Mediterraneo (Barigozzi, 1980). Nell'area da qualche decennio si è sviluppata un'intensa attività di acquacoltura di specie marine, con l'utilizzo di notevoli quantità di cisti di artemia di varia origine, appartenente principalmente alla specie *Artemia franciscana*. La disponibilità di lotti di cisti, raccolte in queste saline nel 1989, ci ha spinto a verificare, mediante la tecnica dei RAPD, l'eventuale contaminazione genica dell'artemia endemica da specie alloctone. Inoltre, è stato studiato il valore nutrizionale dei campioni raccolti di recente nelle saline di Trapani, attraverso l'analisi del contenuto lipidico e del profilo degli acidi grassi**.**

Materiali e metodi

Le cisti di *A. salina* sono state raccolte da sei differenti saline di Trapani nel 1989 e nel 2000 (Tab. 1). Il DNA genomico estratto è stato amplificato con la tecnica dei RAPD, impiegando 15 primer di 10 paia di basi. Le bande elettroforetiche sono state utilizzate per la costruzione degli aplotipi identificanti i vari campioni di DNA. La matrice degli aplotipi è stata poi utilizzata per la misura della diversità molecolare (Nei e Li, 1979), per la stima della distanza genetica e per una stima della ripartizione della varianza rispetto ai gruppi indicati (AMOVA). L'analisi statistica è stata condotta con il software Arlequin (Version 2.00) che ha consentito uno studio interspecifico. Utilizzando una matrice di distanza genetica (Nei, 1972) è stata analizzata la distanza filogenetica tra le specie in esame. Il dendrogramma è stato costruito grazie al Software Multi-Variate Statistical Package (version 3.1) secondo il metodo dell' UPGMA. Lo studio biochimico ha previsto l'analisi del contenuto lipidico e degli acidi grassi analizzati al gascromatografo.

Tab. 1 - Origine dei lotti di *A. salina* ed *A. franciscana.*
Origin of the lots of A. salina *and* A. franciscana.

	ORIGINE	SPECIE
	A. salina	
S-RN	Salina "Ronciglio", Trapani	*A. salina*
S-BL	Salina "Bella", Trapani	*A. salina*
S-CL	Salina "Chiusicella", Trapani	*A. salina*
S-CH	Salina "Chiusa", Trapani	*A. salina*
S-GL	Salina "Lago", Trapani	*A. salina*
S-CR	Salina "Curto", Trapani (Marsala)	*A. salina*
	A. franciscana	
AF430	Great Salt Lake, Utah	*A. franciscana*
EG	Great Salt Lake, Utah	*A. franciscana*
BE430	Great Salt Lake, Utah	*A. franciscana*
UL	Great Salt Lake, Utah	*A. franciscana*
FP	?	*?*
SF	San Francisco Bay, California	*A. franciscana*

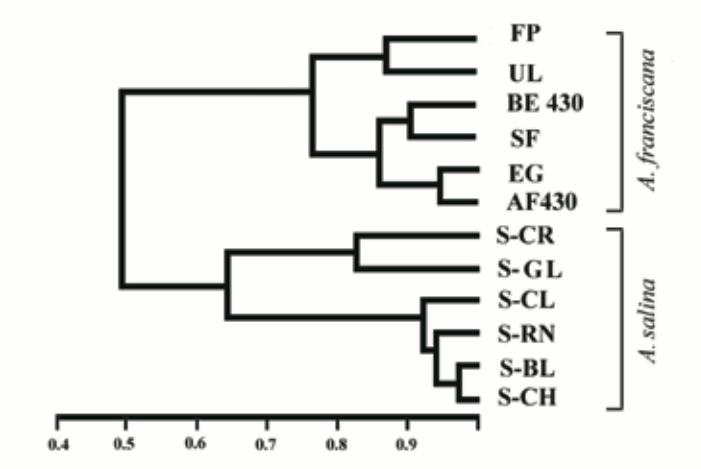


Fig. 1 - Dendrogramma UPGMA di campioni di *A. salina* delle saline di Trapani e di *A. franciscana* costruito con i valori delle distanze genetiche calcolate dai dati ottenuti con i 15 primer utilizzati.
UPGMA dendrogram of samples of A. salina *from Trapani and commercial* A. franciscana, *based on values of genetic distance, calculated from data of all fifteen primers.*

Risultati e conclusioni

I risultati ottenuti escludono la contaminazione a carico delle popolazioni di *A. salina* da parte di *A. franciscana*. Infatti il pattern ottenuto con la tecnica dei RAPD sui lotti di artemia autoctona raccolti nel 1989 e nel 2000 è identico. La presenza nel pattern elettroforetico di evidenti bande di amplificazione specie-specifiche, che facilita l'identificazione delle diverse specie, consente di escludere con certezza fenomeni di contaminazione.

Fra i campioni di *A. salina* raccolti nelle diverse saline di Trapani è stata riscontrata una differenza significativa, in termini di distanza genetica (Fst), tra due lotti provenienti da due saline isolate geograficamente (S-CR e S-GL) e gli altri lotti autoctoni (Fig. 1). È ipotizzabile che questa divergenza sia legata alla distanza che separa queste due saline dalle altre, e quindi alle difficoltà di scambio di cisti di artemia tra le diverse aree.

Dal punto di vista nutrizionale, il contenuto medio di acido eicosapentaenoico (EPA, C 20:5 n-3) nei nauplii locali è del 12% rispetto al 4,17% osservato in quelli di origine alloctona (Tab. 2). I contenuti lipidici e il profilo in acidi grassi osservati, indicano che l'artemia delle saline di Trapani possiede caratteristiche nutrizionali comparabili, se non migliori, rispetto a quelle commerciali (Garcia-Ortega, 1998), per l'apporto più bilanciato in acidi grassi essenziali della serie n-3, come l'EPA.

Tab. 2 - Valori medi (±deviazione standard) delle classi di acidi grassi nei nauplii di *A. salina* e *A. franciscana*.
Mean values (±standard deviation) of the fatty acid classes in nauplii of A. salina *and* A. franciscana.

	A. salina	*A. franciscana*
Saturi	22.56 ± 1.5	21.43 ± 1.5
Monoinsaturi	38.13 ± 1.4	32.45 ± 2.5
PUFA n-3	24.40 ± 2.2	26.86 ± 1.0
PUFA n-6	6.61 ± 0.8	6.58 ± 1.1
EPA	12 ± 0.4	4.17 ± 0.1
n-3/n-6	3.72 ± 0.5	4.19 ± 0.8

Bibliografia

BARIGOZZI C. (1980) - *Genus Artemia*: problems of systematics. In: Pearsoon G., Sorgelos P., Roels O. Jaspers E. (eds), *The brine shrimp* Artemia. Universa Press Wetteren, Belgium, **1**: 147-153.

GARCIA-ORTEGA A., VERRETH J.A.J., COUTTEAU P., SEGNER H., HUISMAN E.A., SORGELOOS P. (1998) - Biochemical and enzymatic characterization of decapsulated and nauplii of brine shrimp *Artemia* at different developmental stages. *Aquaculture*, **161**: 501-514.

GEDDES M.C., WILLIAMS W.D. (1987) - Comments on *Artemia* introductions and the need for conservation. In: P. Sorgeloos, D.A. Bengtson, W. Decleir, E. Jaspers (eds), Artemia *Research and its Applications*. Universa Press, Wetteren, Belgium: 19-26.

NEI M. (1972) - Genetic distance between populations. *Am. Nat.*, **106**: 283-292.

NEI M., LI W.H. (1979) - Mathematical models for studying genetic variation in terms of restriction endonucleases. *Proc. Natl. Acad. Sci., USA*, **76**: 5269-5273.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 859-862

S. Cavallini, L. Barbin[1], G. Sbrenna[1], E. Turolla[2], A. Siniscalchi

Dipartimento di Medicina Clinica e Sperimentale, Sezione di Farmacologia,
Via Fossato di Mortara, 17 - 44100 Ferrara, Italia.
[1]Dip. Biologia, Univ. di Ferrara, Via Borsari, 46 – 44100 Ferrara, Italia.
[2]CRIM, Università di Ferrara, Italia.

CARATTERIZZAZIONE DELLA LIBERAZIONE DI SEROTONINA DAL GANGLIO VISCERALE DI *VENUS VERRUCOSA*

CHARACTERIZATION OF SEROTONIN RELEASE FROM VENUS VERRUCOSA *VISCERAL GANGLION*

Abstract

Serotonin release from the visceral ganglion of Venus verrucosa *(Bivalvia, Veneridae) prelabeled with [^{3}H]5-HT and stimulated with KCl 15-45 mM is concentration-, Na^+- e Ca^{2+}-dependent. Agonists' and antagonists' effects suggest the existence of a positive auto feedback control on serotonin release, via 5-HT_1 receptors. Differences between sexes are not significant.*

Key-words: *serotonin, release, visceral ganglion,* Venus verrucosa.

Introduzione

La presenza di immunoreattività alla serotonina (5-idrossitriptamina, 5-HT) nei gangli e nella parete follicolare di *Venus verrucosa (*Bivalvia, Veneridae*)* (Sbrenna *et al*., 2000) induce ad ipotizzare che essa svolga un ruolo nel controllo della riproduzione, come osservato in altre specie di molluschi (Gibbons e Castagna, 1984). In questo contesto sono state studiate le caratteristiche e la regolazione dell'efflusso di 5-HT dal ganglio viscerale di *Venus verrucosa.*

Materiali e metodi

Il ganglio viscerale, isolato da campioni di *Venus verrucosa* pescati nel Golfo di Trieste nel periodo marzo 2000-aprile 2001, è incubato per 30 min con [^{3}H]5-HT 0.1 µM in 1 ml di acqua marina artificiale (ASW, composizione mM: NaCl 460, KCl 10, $CaCl_2$ 11, $MgCl_2$ 55, ac.ascorbico 5.6, pH 7.6). Il ganglio è poi trasferito in una camera di perfusione di plexiglass (volume 2 ml) e superfuso con ASW (flusso 0.4 ml/min). Dopo 20 min di wash out, si raccolgono frazioni di 5 min di superfusato per 45 min; negli esperimenti di depolarizzazione, al 15° min il mezzo di perfusione viene sostituito per 5 min con ASW contenente KCl 15-45 mM; la radioattività contenuta nei campioni di perfusato e nel ganglio (solubilizzato in 1 ml di NaOH 1 N) viene determinata mediante scintillazione liquida. Le sostanze da testare sono aggiunte al liquido di perfusione prima, durante e dopo la stimolazione con KCl. I dati sono espressi in pmoli di [^{3}H]5-HT e in netto extra-release (NER) evocato dalla stimolazione con KCl. La significatività statistica delle differenze fra gruppi sperimentali è valutata con il test *t* di Student.

Risultati

Dopo 30 min di incubazione il contenuto di [^{3}H]5-HT è 0.936 ± 0.088 pmoli/mg di tessuto nei gangli prelevati da animali maschi ($n = 53$) e 0.972 ± 0.069 nelle fem-

mine (n=77). Disaggregando i dati in base alla stagionalità, si osserva che nel periodo primavera/estate la captazione di [^{3}H]5-HT nel ganglio è superiore rispetto al periodo autunno/inverno:1.050±0.036 pmoli/mg (n=100) vs. 0.896±.050 (n=30, P<0.05). Se l'incubazione è condotta in presenza del bloccante del trasportatore della serotonina citalopram, 10 μM, il contenuto è ridotto a 0.254±0.074 pmoli/mg (n=7, p<0.01 rispetto ai controlli). Poiché non sono state evidenziate differenze tra maschi e femmine tutti i valori sopra riportati si riferiscono al pool dei due sessi.

L'efflusso spontaneo di [^{3}H] 5-HT, 0.026±0.0008 pmoli/min al 10° min di perfusione, decade nel tempo (70±19% al 45° min). In presenza del bloccante del canale del Na^+ tetrodotossina (TTX), 0.5 μM, l'efflusso al 45° min è ulteriormente ridotto a 0.013±0.002 pmoli/min (n=8, P<0.05). La perfusione con ASW contenente concentrazioni crescenti di KCl evoca un picco concentrazione-dipendente nell' efflusso di [^{3}H]5-HT (Tab. 1), che è fortemente ridotto diminuendo la concentrazione di Ca^{2+} nell'ASW ed è completamente abolito da TTX 0.5 μM (Fig. 1). Anche in questi esperimenti le differenze tra i due sessi non sono significative.

Concentrazione KCl	15 mM	30 mM	45 mM
NER [3H]5-HT (pmoli)	0.028±0.003	0.040±0.009	0.062±0.03
[n]	[10]	[21]	[5]

Tab. 1 - Efflusso di [^{3}H]5-HT evocato da KCl dal ganglio viscerale di *Venus verrucosa*.
KCl-evoked [^{3}H]5-HT efflux from Venus verrucosa *visceral ganglion.*

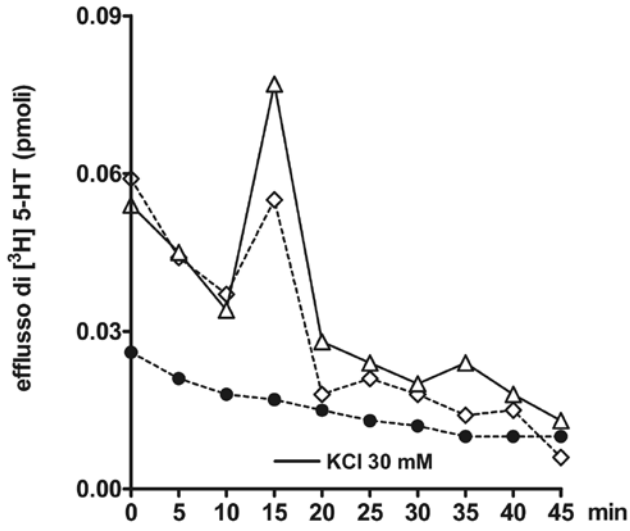


Fig. 1 - Na^+- e Ca^{2+}-dipendenza dell'efflusso di [^{3}H]5-HT dal ganglio viscerale di *Venus verrucosa* superfuso con ASW e depolarizzato con KCl 30 mM (pulso di 5 min al 15° min di perfusione). Δ-Δ ASW, ◊--◊ ASW con Ca^{2+} 0.2 mM, •--• ASW contenente TTX 0.5 μM.
Na^+- e Ca^{2+}-dependence of [^{3}H]5-HT efflux from Venus verrucosa *visceral ganglion, superfused with ASW and depolarized with 30 mM KCl (5 min pulse at the 15th min of superfusion).* Δ-Δ *ASW,* ◊--◊ *ASW with Ca^{2+} 0.2 mM,* •--• *ASW containing TTX 0.5 μM.*

Per determinare se la liberazione di serotonina dal ganglio viscerale di *Venus verrucosa* fosse soggetta ad autocontrollo, è stato valutato l'effetto della serotonina stessa. Come mostrato nella Fig. 2, il trattamento induce un aumento concentrazione-dipendente dell'efflusso di trasmettitore, condiviso dagli agonisti del recettore 5-HT_1, 8-OHDPAT 10 µM e Ru 24969 10 µM, e prevenuto dagli antagonisti 5-HT_1, NAN-190 1 µM e WAY 100135 0.3 µM (Tab. 2).

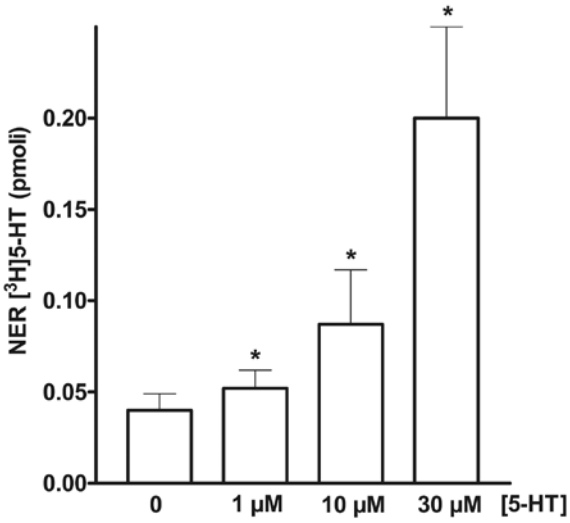


Fig. 2 - Efflusso netto (NER) di [^{3}H]5-HT evocato da KCl 30 mM dal ganglio viscerale di *Venus verrucosa*. Effetto di concentrazioni crescenti di serotonina. * P<0.05 vs. controllo, test t di Student.

Net [^{3}H]5-HT efflux (NER) evoked by 30 mM KCl from Venus verrucosa *visceral ganglion. Effect of various serotonin concentrations. * P<0.05 vs. control, Student's t test.*

Tab. 2 - Effetto di agonisti e antagonisti 5-HT_1 sull' efflusso di [^{3}H]5-HT evocato da KCl dal ganglio viscerale di *Venus verrucosa.*

Effect of 5-HT_1 agonists and antagonists on KCl-evoked [^{3}H]5-HT efflux from Venus verrucosa *visceral ganglion.*

Trattamento	5-HT 10 µM	8-OHDPAT 10 µM	Ru 24969 10 µM	5-HT + NAN-190 1 µM	5-HT + WAY 100135 0.3 µM
Aumento dell'efflusso di[3H]5-HT (pmoli) [n]	0.028± 0.007 [9]	0.017± 0.006 [10]	0.022± 0.011 [6]	0.006± 0.002* [5]	0.002± 0.001* [7]

* P< 0.05 vs. 5-HT 10 µM, test *t* di Student.

Conclusioni

I risultati ottenuti indicano che la 5-HT è assunta dal ganglio viscerale di *Venus verrucosa* per mezzo di un trasportatore specifico; l'efflusso spontaneo di [^{3}H]5-HT mostra una parziale Na^+-dipendenza, indice di automatismo neuronale. L'efflusso evocato dalla

depolarizzazione con KCl ha le caratteristiche della liberazione di neurotrasmettitori dal tessuto nervoso: è proporzionale alla concentrazione di KCl ed è Na^+- e Ca^{2+}-dipendente. Inoltre, è controllato dalla serotonina stessa con un meccanismo a feedback positivo, tramite l'attivazione di recettori, il cui profilo farmacologico corrisponde a quello dei 5-HT_1 dei molluschi e dei 5-HT_{1A} dei mammiferi (Tierney, 2001; Barnes e Sharp, 1999). Poiché tali recettori sono legati all'inibizione dell'adenilatociclasi, l'effetto facilitante della loro attivazione si può spiegare con un meccanismo indiretto (inibizione di una inibizione). In alternativa, il recettore coinvolto potrebbe essere legato ad una proteina G_s, in modo simile al recettore 5-HT_7 (Tierney, 2001; Barnes e Sharp, 1999). Infine, un andamento stagionale nella trasmissione serotoninergica nel ganglio viscerale di *Venus Verrucosa* sembra probabile, mentre non sono state evidenziate differenze fra gli animali dei due sessi.

Bibliografia

BARNES N.M., SHARP T. (1999) - A review of central 5-HT receptors and their function. *Neuropharmacology,* **38**: 1083-1152.

GIBBONS M.C., CASTAGNA M. (1984) - Serotonin as an inducer of spawning in six bivalve species. *Aquaculture*, **40**: 189-191.

SBRENNA G., BIZZARO D., SONETTI D., BARBIN L., BORASIO P.G., ROSSI R. (2001) - Studio delle caratteristiche ultrastrutturali, istochimiche ed immunocitochimiche del sistema nervoso di *Venus verrucosa* (Bivalvia, Veneridae). *Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 852-854.

TIERNEY A.J. (2001) – Structure and function of invertebrate 5-Ht receptors: a review. *Comp. Biochem. Physiol. Part A*., **128**: 791-804.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 863-865

S. De Innocentiis, A. Lesti[1], S. Livi[2], L. Sola[1]

Istituto Centrale per la Ricerca Applicata al Mare, ICRAM, Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
[1] BAU, Università di Roma 1, Via A. Borelli, 50 - 00161 Roma, Italia.
[2] Consorzio Mediterraneo, Via Nazionale, 243 - 00184 Roma, Italia.

MICROSATELLITE ANALYSIS OF GILTHEAD SEABREAM (*SPARUS AURATA)* FROM COASTAL LAGOONS: PRELIMINARY RESULTS

ANALISI DEL POLIMORFISMO DEI MICROSATELLITI IN POPOLAZIONI LAGUNARI DI SPARUS AURATA: *RISULTATI PRELIMINARI*

Abstract

Genetic variation at eight microsatellite loci is being essayed in four populations of Sparus aurata *(Pisces, Sparidae). 70 individuals per locales were collected and total DNA was extracted from frozen muscle or ethanol preserved fin clips. Genotyping at SaGT26 and SaGT31 loci revealed high polymorphism (5-18 alleles/locus). Two out of 5 interspecific primer pairs also gave good PCR products.*

Key-words: Sparus aurata, *microsatellites, population genetics, genetic variability.*

Introduction

A genetic characterization of wild populations of gilthead seabream (*Sparus aurata* Linnaeus 1758) along the Italian coasts has been undertaken through microsatellite markers. A deeper knowledge of population genetics of such an important species for fisheries and aquaculture, is indeed a relevant objective. Particularly, this study aims at investigating the genetic variability and the genetic structure of the species and at identifying possible population-specific molecular markers. In a responsible approach (FAO, 1995), these markers may be used as genetic tools for monitoring management activities and stock-enhancement programs.

Materials and methods

About 70 individuals per population were collected in 4 Italian lagoons: Orbetello (GR), Paola (Sabaudia, LT), Fusaro (NA), Santa Gilla (CA). Eighty-six more individuals from the Atlantic coast of Spain were also sampled.

Genomic DNA was isolated either from frozen muscle by a standard phenol-chloroform extraction method (Maniatis *et al.,* 1982), or from fin clips through silica gel spin columns.

Six microsatellite loci (SaGT1, SaGT26, SaGT31, SaGT32, SaGT41a, SaGT41b) were amplified using primer pairs previously isolated on the same species (Batargias *et al.,* 1999). In addition, 5 more interspecific primer pairs (Pma1, Pma2, Pma3, Pma4, Pma5) developed on *Pagrus major* (Takagi *et al.,* 1997) were tested. PCRs were carried out in 15 µl volumes comprised of 10 mM Tris-HCl (pH 8,0), 50 mM KCl, 1,5 mM $MgCl_2$, 1% Triton-X, 0,2 mM each dNTP, 1 µM forward and reverse primer, 0,05 U/µl *Taq* DNA polymerase, and 5-20 ng/µl genomic DNA. A total of 35 cycles were performed in each PCR, and a "touch down" protocol (T_a = 54-48°C) was assessed for Pma *loci*.

PCR products, denatured at 92°C for 10 min and snap-cooled in ice water, were electrophoresed on a 6,5% denaturing polyacrylamide gel using a Li-Cor 4200L automated sequencer.

Results

A preliminary screening at SaGT26 and SaGT31 *loci* on a subset of the samples from Orbetello and Sabaudia, revealed high levels of polymorphism (5-18 alleles per locus) and also considerable genetic variability (Ho = 0,50-0,73, He = 0,51-0,88).

Four (Pma1, Pma2, Pma3, Pma5) out of the 5 *P. major* primer pairs gave PCR products. Agarose gel (3,5%) electrophoresis revealed bands of the expected size for Pma1 and Pma5 loci, but additional aspecific bands were shown in Pma2 and Pma3 (Fig. 1).

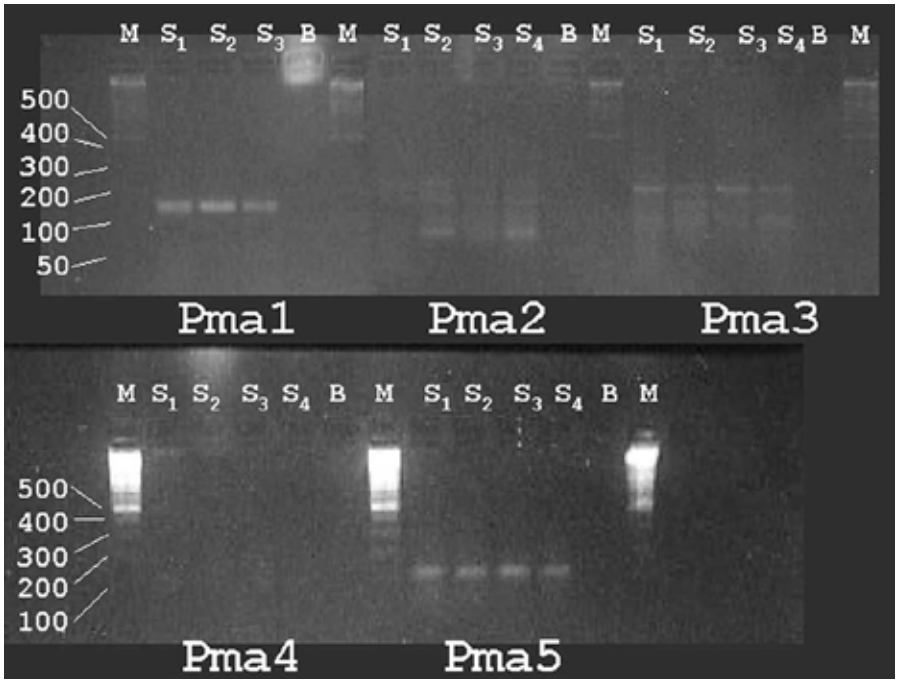


Fig. 1 - PCR products in *S. aurata* using *P. major* microsatellites primers pairs. M = 100 bp size marker, S_1-S_4 = *S. aurata* samples, B = negative control.

Amplificati ottenuti in S. aurata *utilizzando coppie di primers disegnate per i microsatelliti di* P. major. *M = marcatore di peso molecolare (100 bp),* S_1-S_4 *= campioni di* S. aurata, *B = controllo negativo.*

Discussion and conclusions

Experiments on interpecific primers revealed the suitability of at least two more microsatellite markers for genetic analyses of *S. aurata*, in addition to the six loci already developed in the species.

On the basis of these preliminary results, the microsatellite loci essayed revealed appropriate levels of genetic variability to investigate genetic structure and gene flow among populations.

References

BATARGIAS C., DERMITZAKIS E., MAGOULAS A., ZOUROS E. (1999) - Characterization of six polymorphic microsatellite markers in gilthead seabream, *Sparus aurata* (Linnaeus 1758). *Mol. Ecol*., **8** (5): 897-899.

FAO (1995) - *Code of conduct for responsible fisheries*. FAO, Rome: 41 pp.

MANIATIS T., FRITSCH E.F., SAMBROOK J. (1982) - *Molecular Cloning: A Laboratory Manual*. Cold Spring Harbor Laboratories, Cold spring Harbor, NY: 545 pp.

TAKAGI M., TANIGICHI N., COOK D., DOYLE R.W. (1997) - Isolation and characterization of microsatellite loci from red sea bream *Pagrus major* and detection in closely related species. *Fish. Scie*., **63** (2): 199-204.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 866-869

S. Desantis, M. Labate, F. Minniti*, A. Cefali *, R. Bruno*, F. Cirillo, G.M. Labate

Laboratorio di Anatomia Comparata e Citologia, Dipartimento di Zoologia, Università di Bari,
Via E. Orabona, 4 - 70125 Bari, Italia.
*Dip. di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina, Italia.

LOCALIZZAZIONE IMMUNOISTOCHIMICA DELLE CELLULE AD ACTH NELL'IPOFISI DI PESCE SPADA (*XIPHIAS GLADIUS* L.)

IMMUNOISTOCHEMICAL DETECTION OF ACTH CELLS IN THE PITUITARY OF SWORDFISH (XIPHIAS GLADIUS L.)

Abstract

Pituitary ACTH cells were immunohistochemically localized in the teleost fish Xiphias gladius *L. using anti-hACTH polyclonal serum. ACTH cells were found bordering the neurohypophysis (NH) branches in the adenohypophysis, scattered in the pars intermedia (PI) and in the PD. Along the NH branches the hACTH-immunoreactive (ir) cells were elongated (medium size 21,27± 4,02 µm) and disposed in a palized, whereas in the PI and in PD they were small and round-shaped (Ø 7,5± 1,32 µm). The distribution and density of hACTH-ir cells did not show difference related to sex and size of specimens.*

Key-words*: swordfish, pituitary, ACTH, immunohistochemistry.*

Introduzione

L'adenoipofisi di tutti i vertebrati produce numerosi ormoni tra cui l'ormone adrenocorticotropo (ACTH). Questo ormone nei teleostei svolge un ruolo chiave nella regolazione del rilascio del cortisolo dal tessuto interrenale come risposta allo stimolo da stress (Balm e Pottinger, 1995).

Gli studi di immunolocalizzazione delle cellule produttrici di ACTH condotti su diversi teleostei hanno evidenziato le cellule corticotrope nella *pars distalis* (PD) e nella *pars intermedia* (PI) dell'adenoipofisi (Cambré *et al*., 1986; Yan e Thomas, 1991; García-Hernandez *et al*., 1996; Ferrandino *et al*., 2000). In questo studio, che si inquadra in un più vasto programma di individuazione e localizzazione delle cellule secretorie dell'ipofisi di pesce spada (*Xiphias gladius* L.), vengono riportati i risultati preliminari di ricerche immunoistochimiche sulle cellule ad ACTH.

Materiali e metodi

Le ipofisi di quattro esemplari pescati nel Mar Tirreno meridionale, differenti per sesso e maturità sessuale (Tab. 1), sono state fissate a 4°C in paraformaldeide al 4% diluita in tampone fosfato (PBS) 0.1 M (pH 7,4), disidratate in etanolo ed incluse in Paraplast. Sezioni di 5 µm di spessore, dopo essere state sparaffinate ed idratate, sono state colorate con ematossilina-eosina e con la PAS reazione. L'immunolocalizzazione delle cellule secernenti l'ACTH è stata effettuata mediante l'uso dell'anticorpo primario policlonale di coniglio anti h-ACTH (1:3000 in PBS) (NIDDK, Lot.AFP-39013082, USA). Gli immunocomplessi sono stati rivelati con il sistema avidina-biotina-perossidasi (ABP) (Vector, Burlingame, CA).

Per confermare la specificità dell' immunoreazione sono state effettuate le seguenti prove: 1) sostituzione dell'anticorpo primario con siero normale di capra; 2) adsorbimento dell'anticorpo primario con l'antigene ACTH (100 ng/ml).

Risultati

L'ipofisi di *Xiphias gladius* L. mostra più o meno estese interdigitazioni della neuroipofisi in tutte le regioni dell'adenoipofisi. L'adenoipofisi è costituita dalla pars intermedia (PI) e dalla pars distalis (PD) a sua volta composta di due regioni: la pars distalis rostrale (PDR) e la pars distalis prossimale (PDP).

La colorazione con ematossilina-eosina (Fig. 1a) ha evidenziato la presenza di cellule eosinofile disposte a palizzata attorno alle interdigitazioni della neuroipofisi oppure a distribuzione perivascolare o sparsa nell'interstizio di tutta l'adenoipofisi.

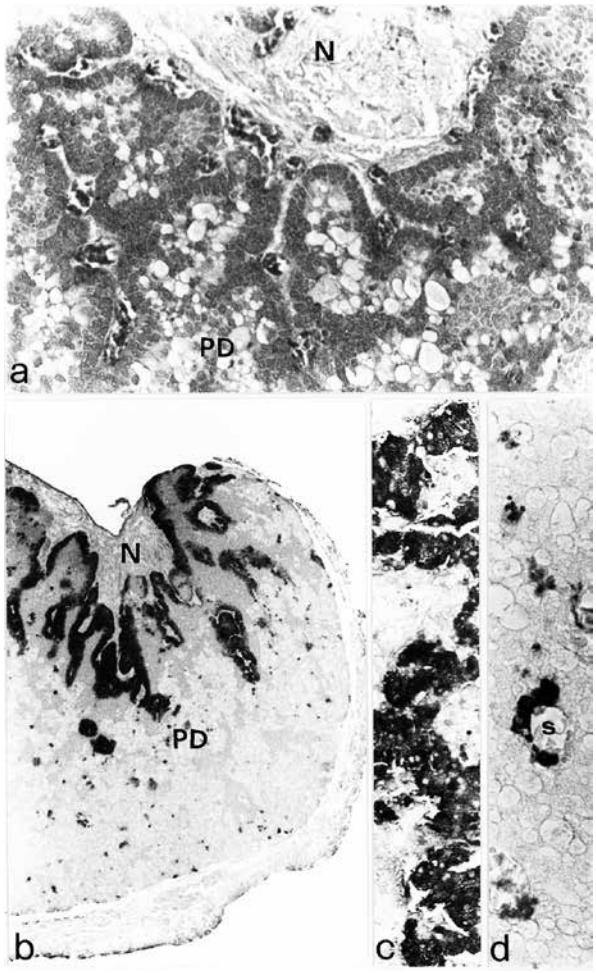


Fig. 1 - Sezioni di ipofisi di *Xiphias gladius* L. a, Ematossilina-Eosina; b, d cellule anti h-ACTH-ir nella PD; c, cellule anti h-ACTH-ir nella PI. N, neuroipofisi; PD, pars distalis; PI, pars intermedia; s, sinusoide. a, c ×176; b × 44; d × 352.

Sections from pituitary of Xiphias gladius *L. a, Hematoxylin-eosin; b, d human ACTH-ir cells in the PD; c, human ACTH-ir cells in the PI. N, neurohypophysis; PD, pars distalis; PI, pars intermedia; s, sinusoid. a, c ×176; b ×44; d ×352.*

La PAS reazione non ha colorato le cellule eosinofile disposte a palizzata attorno alla neuroipofisi che, pertanto, sono risultate incolori, mentre ha colorato cellule interstiziali e cellule perivascolari, probabili cellule gonadotrope o tireotrope (Labate *et al*., 2000; Minniti *et al*., 2000)

L'anticorpo anti h-ACTH ha immunoreagito con cellule eosinofile e PAS negative dell'adenoipofisi situate lungo le interdigitazioni della neuroipofisi e all'interno della PI e della PD (Fig. 1b, c, d). Le cellule ACTH immunoreattive (ACTH-ir) disposte a palizzata attorno alle interdigitazioni della neuroipofisi hanno forma colonnare e lunghezza media di 21,27 ± 4,02 µm. Nella PI le cellule ACTH-ir hanno, invece, forma poliedrica, sono più piccole (Ø 7,5 ± 1,32 µm) e sono distribuite in numerosi e grossi gruppi (Fig. 1 c). Nella PD queste cellule hanno forma e dimensione simile a quelle trovate nella PI, ma sono isolate o costituiscono piccoli gruppi interstiziali o perivascolari (Fig. 1 d).

La distribuzione e le caratteristiche morfometriche delle cellule reattive al siero anti h-ACTH non hanno mostrato differenze significative tra i campioni studiati.

Tab. 1 - Sesso, peso, lunghezza e periodo di cattura degli esemplari di *Xiphias gladius*.
Sex, weight, length and period of capture of the Xiphias gladius *specimens.*

Sesso Sex	Peso weight (Kg)	LJFL (cm)	Mese di cattura month of capture
♂	9	97	Giugno
♂	22	125	Ottobre
♀	70	180	Luglio
♀	71	180	Luglio

Conclusioni

La localizzazione immunoistochimica delle cellule ad ACTH nell'ipofisi di *Xiphias gladius* ha dato risultati simili a quelli riportati in altri teleostei quali *Dicentrarchus labrax* (Cambré *et al*., 1986), *Seriola dumerilii* (García-Hernandez *et al*., 1996), *Micropogonias undulatus*, *Cynoscion nebulosus*, *Sciaenops ocellatus* (Yan e Thomas, 1991), *Diplodus sargus* (Ferrandino *et al*., 2000) mentre sono in contrasto con i dati riguardanti *Barbus barbus* (Toubeau *et al*., 1991) in cui l'ACTH è stato identificato nella PD ma non nella PI. Questa indagine ha evidenziato che nell'adenoipofisi di *Xiphias gladius* le cellule ACTH-ir possono essere diverse per forma e distribuzione. È noto che anche le cellule che producono α-MSH possono essere immunoreattive con l'antisiero anti h-ACTH (García-Hernandez *et al*., 1996; Ferrandino *et al*., 2000) probabilmente perché questi due ormoni hanno un comune precursore: la proopiomelanocortina (POMC) (Bentley, 1998). Pertanto sono necessari studi di immunolocalizzazione delle cellule a MSH per avere la certezza che le cellule da noi marcate producano solo ACTH e non anche MSH. Comunque, i risultati ottenuti con il siero anti h-ACTH possono essere ritenuti attendibili se si considera che nei teleostei le cellule a MSH ma non quelle ad ACTH mostrano differenze di densità e di localizzazione in funzione della maturità sessuale e del sesso (Ferrandino *et al*., 2000; Schreibman *et al*., 1973).

Bibliografia

BALM P.H.M., POTTINGER T.C. (1995) – Corticotrope and melanotrope POMC-derived peptides in relation to interrenal function during stress in Rainbow Trout *(Oncorhynchus mykiss). Gen. Comp. Endocrinol.,* **98**: 279-288.

BENTLEY P.J. (1998) - *Comparative vertebrate endocrinology*. 3rd ed. Cambridge University Press: 138-144.

CAMBRÉ M.L., VERDONCK W., OLLEVIER F., VANDESANDE F., BATTE T.F.C., KÜHN E.R. (1986) – Immunocytochemical identification and localization of the different cell types in the pituitary of the Seabass *(Dicentrarchus labrax). Gen. Comp. Endocrinol.,* **61**: 368-375.

FERRANDINO I., PICA A., GRIMALDI M.C. (2000) – Immunohistochemical detection of ACTH and MSH cells in the hypophysis of the hermaphroditic teleost, *Diplodus sargus*. *Eur. J. Histochem.,* **44**: 397-406.

GARCÍA-HERNÁNDEZ M.P., GARCÍA-AYALA A., ELBAL M.T., AGULLEIRO B. (1996) – The adenohypophysis of Mediterranean yellowtail, *Seriola dumerilii* (Risso, 1810): an immunocytochemical study. *Tissue & Cell*., **28** (5): 577-585.

LABATE M., DESANTIS S., MINNITI F., CEFALI A., BRUNO R., LABATE G.M. (2001) – Immunolocalizzazione delle cellule gonadotrope nel pesce spada. *Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 829-832.

MINNITI F., DESANTIS S., CORRIERO A., CEFALI R., BRUNO R., DE METRIO G., LABATE M. (2000) – Studio preliminare sulle cellule gonadotrope di pesce spada (*Xiphias gladius* L.). *Biol. Mar. Medit*., **7** (1): 906-909.

TOUBEAU G., POILVE A., BARAS E., NONCLERCQ D., DE MOOR S., BECKERS J.F., DESSY-DOIZE C., HEUSON-STIENNON J.A. (1991) – Immunocytochemical study of cell type distribution in the pituitary of *Barbus barbus* (Teleostei, Cyprinidae). *Gen. Comp. Endocrinol.,* **83**: 35-47.

SCHREIBMAN M.P., LEATHERLAND J.F., MCKEOWN B.A. (1973) – Functional morphology of the Teleost pituitary gland. *Amer. Zool*., **13**: 719-742.

YAN H.Y., THOMAS P. (1991) – Histochemical and immunocytochemical identification of the pituitary cell types in three sciaenid fishes: Atlantic Croaker (*Micropogonias undulatus*), spotted seatrout (*Cynoscion nebulosus*), and red drum (*Sciaenops ocellatus*). *Gen. Comp. Endocrinol*., **84**: 389-400.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 870-873

M. Gagliano, U. Gancedo, J. Coca, A.G. Ramos

SeaS Canarias Ground Station. Departamento de Biología,
Universidad de Las Palmas G.C. Campus de Tafira - 35017
Las Palmas de Gran Canaria, Canary Islands, Spain.
antonio.ramos@biologia.ulpgc.es

REAL TIME REMOTE SENSING MONITORING OF THE WESTERN MEDITERRANEAN

MONITORAGGIO SATELLITARE IN TEMPO REALE DEL MEDITERRANEO OCCIDENTALE

Abstract

During 2000, a methodology was tested for using both active and passive sensors on board of different weather satellites (NOAA, SeaSTAR, ERS) for real-time mapping of oceanic events that occurred in the Western Mediterranean. The results obtained on a short period showed a distinct colour, sst and altimetric front boundary separating different water types. It is discussed how real time processing of data from a local receiving station can be used in an "watch" monitoring of the sea surface of the Western Mediterranean for different purposes.

Key-words: *remote sensing, AVHRR/NOAA, Altimeter/ERS, SeaWiFs/SeaSTAR, Western Mediterranean.*

Introduction

The remote sensing technology involves the gathering of images of the Earth's surface, captured from a distance, such as a satellite (Dalby & Wolff, 1987). Satellite imagery provides a complete overview of a ecosystem with information on environmental properties and conditions, which would be impossible to obtain from the ground. It is an extremely efficient and relatively cost-effective technology, as digital data trasmitted from sensors on board of satellites can be directly processed by computer. This technology is becoming more sophisticated but at the same time widely accessible. Digital remote sensing systems have proved to provide useful information on subtidal habitats (i.e. Dalby & Wolff, 1987) and they are likely to be increasingly used for surveying and monitoring the marine environment.

Material and methods

Data were collected for a satellite-derived analysis of Sea Surface Temperature (SST), chlorophyll levels, Sea Level Anomalies (SLA) in the Western Mediterranean Sea.

Sea Surface Temperature. All *real time* satellite images were received in a .HRP o .1B format, previewed and converted from a 3 band into Quick-look and finally archived on CD-rom. The selection of satellite images depended on the level of cloudness and quality of satellite coverage over the targeted area (Wester Mediterranean Sea). The atmospheric correction was done from channel 4 (10.5-11.5 nanometres) and channel 5 (11.5-12.5 nanometres) of the AVHRR sensor on board of the American NOAA satellites. The Sea Surface Temperature (SST) was defined by the radiance values gathered through the two channel. It was used a non-linear relationship obtained by applying the most appropriate algorithm to the analysis – the standard NOAA (NLSST) or the triple

NLSST for night viewing. Thereafter, the study area (Wester Mediterranean Sea) was selected from each image and the geometric correction was done from ground control points. The main purpose of this work was to geocodify the image and identify each pixel (row-column) in terms of Lat-Long with the smallest possible error (<3%). The range of sea temperatures was converted into a range of *false colours* as representation of the SST. Afterwards, the image was dated and completed with Lat-Long axes and caption.

Chlorophyll. All data were gathered by the SeaWiFs/SeaSTAR (level 0 NASA) and received in *real time* by the SeaS Canarias Ground Station at ULPGC. All images were selected as described above and saved on CD-rom. In order to create high resolution imagery of sea surface chlorophyll levels, it was consulted an algorithms' library. This library was created for NASA in 1997 as part of the SeaDAS program and it gets regularly updated.

Sea Level Anomalies. All data were collected by altimeters aboard of the Franco-American TOPEX-POSEIDON satellite and the European ERS-2 satellite. Altimetric profiles of the Western Mediterranean Sea were produced comparing sea level anomalies to a terrestrial reference geoid. It was possible to remove completely the effect of cloudiness and to obtain clear signals on the dynamic of mesoscalar events, comparable to signals relative to SST and Chlorophyll. Moreover, the European ERS-2 with ERS-1 can become especially useful for gathering SCATT (wind scattometer), RA (radar altimeter), IIR (imaging infrared radiometer) and MS (microwave sounder) data.

Results and conclusions

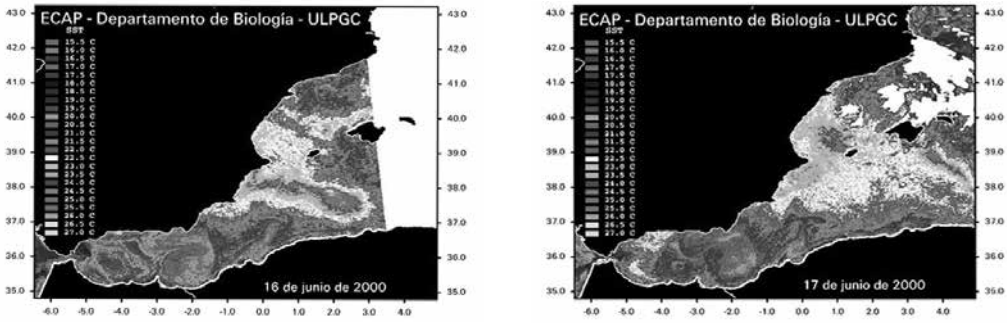


Fig. 1-2 - NOAA AVHRR Sea Surface Temperature images of the Western Mediterranean Sea on 16th and 17th June 2000.

Immagini satellitari della temperature superficiale del Mediterraneo occidentale del 16 e 17 giugno 2000.

The satellite-derived analyses showed the occurrence of oceanographic events taking place in the Western Mediterranean Sea during the study period. The NOAA AVHRR SST images obtained for the target area (Figg. 1-2) clearly showed conspicuous differences in SST values occurring in a scale of two days. It was possible to record the overall warming up of the western basin waters, up to 2°C temperature increase in some sites. Warmer waters are not highly productive and can be used as a indicator of low zooplankton biomass. However, it was possible to observe the typi-

cally cooler water around the Gibraltar Strait compared with the surrounding waters, and it could be assumed a high plankton and fisheries biomass.

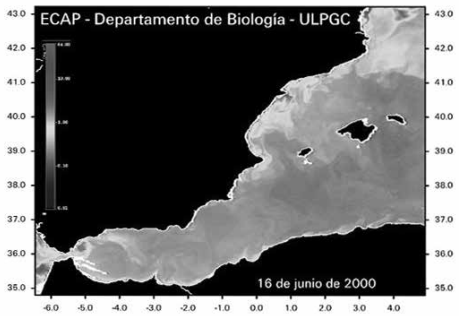


Fig. 3 - A SeaWiFs image of the sea surface chloraphyll in the Western Mediterranean Sea on 16th June 2000.

Un'immagine dal satellite SeaWiFs della clorofilla nel Mediterraneo occidentale del 16 giugno 2000.

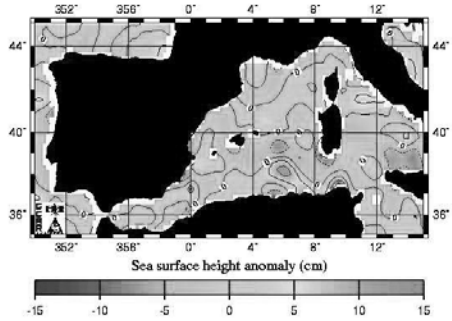


Fig. 4 - Satellite image of Sea Level Anomalies (SLA) in the Western Mediterrenean Sea.

Un'immagine satellitare delle anomalie di livello massimo nel Mediterraneo occidentale.

The SeaWiFs image of sea surface chlorophyll (Fig. 3) dated 16th June 2000, showed the level of chlorophyll pigments in the study area. This image was compared with the SST image for that day and it confirmed the low productive conditions of the Western basin waters at that time of the year. However, it showed highly productive waters over the Gibraltar Strait, where the presence of cooler and more productive waters had already been detected by the SST imagery.

The importance of oceanographic events on the biogeographic boundaries of marine organisms is undeniable. High-spatial/temporal resolution imagery is a powerful tool for studying processes such as altimetric front boundary (Fig. 4) separating different water types, which influence biological production. Satellite data can be used for monitoring water quality as well as to calibrate ecological models.

For example, the Mediterranean Sea has been affected by drastic climatic and environmental changes. Since the 50s, this ecosystem has been directly modified by anthropogenic activities, which have caused nutrient concentration anomalies (N:P:Si). If the system was equilibrated, it would be characterized by a prevailing abundance of diatoms. Such a system would produce the classical foodchain supporting anchovy and sardine fisheries (about 40% of the fisheries resource in the Mediterranean Sea). Ruiz-Pino and Bethoux (2000) measured nutrient concentrations in the Western Mediterranean basin. It was found that these waters were highly disturbed. As a consequence, this part of the Mediterranean Sea could evolve to a flagellate-dominated ecosystem, which primarily produce jellyfish populations and not-edible species.

Satellite data can integrate our knowledge of functional phytoplanktonic units and our capability for predicting and monitoring their ecological responses to recurrent selective factors. For instance, satellite monitoring allows us to predict the occurrence and the development of conditions associated to Harmful Algal Bloom (HABs).

Oceanographic factors provide us with information about the transport dynamics and development of oil spills and other pollutants. The application of satellite monitoring provides a great support to commercial businesses which depend upon the coastal system, such as aquaculture productions. Satellite-derived analyses allows us to give early warning (max 24 hours) of hazardous conditions to take action and timely rescue animals (Rosenthal, 2000). In such cases, it may be appropriate to combine data from different satellite systems which can provide images at different level of resolution (i.e. MODIS can provide SST images with a 4 km resolution; IKONOS can produce black and white images with a geometric resolution up to 1 m), allowing a large to small scale vision of environmental conditions.

References

DALBY D.H., WOLFF W.J. (1987) – Remote sensing. In: Baker J.M., Wolff W.J. (eds), *Biological surveys of estuaries and coasts,* Cambridge University Press, Cambridge: 449 pp.

ROSENTHAL H. (2000) – Coastal users' data requirements (aquaculture and small-scale fisheries). In: Fischer J., Baretta J., Colijn F., Flemming N.C. (eds), *Bio-ecological Observations in Operational Oceanography*, EuroGOOS Publication No.15, Southampton Oceanography Centre, Southampton.

RUIZ-PINO D., BETHOUX J.P. (2000) – Anthropogenic and climatic influences on ecosystems in the Mediterranean Sea. In: Fischer J., Baretta J., Colijn F., Flemming N.C. (eds), *Bio-ecological Observations in Operational Oceanography*, EuroGOOS Publication No.15, Southampton Oceanography Centre, Southampton.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 874-877

F. Garaventa, M. Faimali, S. Geraci

Istituto per la Corrosione Marina dei Metalli, CNR, Via de Marini, 6 – Genova, Italia.

TOXICITY AND SETTLEMENT INHIBITION ASSAY FOR ANTIFOULING BIOCIDES USING LARVAE OF *HYDROIDES ELEGANS* HASWELL (POLYCHAETA: SERPULIDAE)

UTILIZZO DI LARVE DI HYDROIDES ELEGANS *HASWELL (POLYCHAETA: SERPULIDAE) IN TEST DI TOSSICITÀ E DI INIBIZIONE DELL'INSEDIAMENTO CON BIOCIDI ANTIFOULING*

Abstract

The possibility to use Hydroides elegans *Haswell (Polychaeta: Serpulidae) larvae as an alternative bioassay organism in a laboratory efficacy screening for antifouling biocides has been investigated. Different pre-competent stages were used in a standard toxicity test. Moreover, the influence of a biofilm layer on the settlement inhibition by an experimental biocide were evaluated. Results were compared with those obtained for another fouling organism: the barnacle* Balanus amphitrite. *Differences in antifouling performance, expressed as settlement percentage, were observed between substrata biofilmed in different ways. This suggests the existence of a series of interactions between toxic action, larval response and organic substrata used in the settlement tests.*

Key-words: Hydroides elegans, Balanus amphitrite, *toxicity tests, larval settlement, antifouling substances, biofilms.*

Introduction

Hydroides elegans Haswell (Polychaeta, Serpulidae) is a calcareous-tube-building worm widespread in tropical and subtropical coastal fouling communities.

The use of *H. elegans* in toxicity and settlement tests is till now scarse, probably because still little is known about the numerous interactions regulating its settlement process. As regards settlement tests it is important to underline that in the laboratory, competent larvae of *H. elegans* are induced to settle by the presence of a well developed multi-species marine biofilm or of chemical larval inducers (Bryan *et al.,* 1998; Carpizo-Ituarte and Hadfield, 1998; Pechenik and Qian, 1998; Harder and Qian, 1999; McEdward and Qian, 2001).

This preliminary study was performed to understand if larval competent stages of this species could be used (as target organism) for settlement test and pre-competent larvae (as non-target organisms) for toxicological bioassay. In order to compare the obtained results with another fouling organism, toxicity and settlement tests were carried out with II-III-IV-V-VI naupliar stages and cyprids of the barnacle *Balanus amphitrite* Darwin, using the same experimental conditions.

Materials and methods

Larval Culture - Adults of *H. elegans* and *B.amphitrite* were collected in the same site in Genoa harbour. The first ones were manipulated in laboratory to obtain gametes (Haldfield *et al.,* 1994; Qiu and Qian, 1997). Hatched trochophoras were then maintained in filtered natural sea water (FNSW) at 20°C, photoperiod of 12:12 L:D cycle and fed on the microalgae *Pavlova lutheri* Droop (6×10^5 cell $\times$ ml^{-1}) until they reached

the competent stage to settle (nectochaetae). Adults of *B. amphitrite*, after acclimation, were induced to spawn according to the technique described by Geraci and Romairone (1990); nauplii were bred at the same conditions of larvae of *H. elegans*. The biocide utilised for the toxicity and settlement tests was an experimental antifouling booster biocide: 2,3-epoxy-2-methyl-1,4 naphtoquinone (EMN) at different concentrations: 0-0.01-0.1-1-10 $\mu g\ ml^{-1}$.

Toxicity test – the tests were performed at every stage of larval development of *H. elegans* (embryos, trocophora of 24 and 72 h, metatrocophoras and nectochaetae) and of *B. amphitrite* (II-VI naupliar stages). About forty larvae were filtered and then added into Petri dishes with 10 ml of toxic solution at different concentrations. Five replicates of each concentration were prepared. Larvae were checked for mortality after 24 h.

Settlement test – Larvae of *H. elegans* were used in a «whole-dish» (Petri dish surface completely biofilmed) experiment (Wieczorek, 1998): competent larvae were added to Petri dishes of a given biofilm laboratory treatment, obtained by immersion in Natural Sea Water (NSW) and in NSW with addiction of microalgae, *Tetraselmis suecica* (Kylin) Butcher, for 1 week, at different concentrations of the biocide. Five days old Cyprids of *B. amphitrite* (Rittschof, 1992) were even added in clean Petri dishes with 10 ml of 0.22 μm FNSW at the different toxic concentrations as those utilised in a «whole-dish» experiment with a 1 week NSW biofilm. Larvae were checked for settlement after 24, 48 and 72 h.

In both tests percentage of mortality and settlement were utilised to obtain the LC50 and EC50 values with Trimmed Spearman-Karber Method (Hamilton *et al.,* 1977).

Results

The results of the toxicity test (Fig. 1) show that all larval stages of *H. elegans* are more sensitive to the biocide than nauplii of *B. amphitrite*.

Settlement test results show a very complex situation; in fact, both in *H. elegans* and in *B. amphitrite*, it is possible to notice how the trend of settlement percentage differs when the type of substrata changes. Moreover, if we compare the EC50 related to *H. elegans* with NSW biofilm ($0.105\ \mu g \times ml^{-1}$) with that of *B. amphitrite* with clean substrata ($0.066\ \mu g \times ml^{-1}$) it seems that *H. elegans* is more resistant to the biocide than *B. amphitrite*; on the other hand, if we consider the results of *B. amphitrite* with NSW biofilmed substrata we can notice a very low percentage of settlement also in the control (10%) which is however over 30% at $0.1\ \mu g \times ml^{-1}$.

Discussion and conclusions

The results show that pre-competent larvae of *H. elegans* could be used as non-target organisms for toxicological bioassay. As regards the use of larval competent stages in settlement test, these preliminary data underline an important role of substrata not only towards *H. elegans* response but also to *B. amphitrite*'s one. The presence or the change of biofilm composition, in fact, can deeply modify the effect of the biocide on settlement response in the bioassays (Fig. 2). Settlement inhibition in a laboratory test with treated substrata could not only be the result of a toxic effect on the larvae settling capability, but also of a change of biofilm features induced by the contact with the toxic substance. For example, a selective suppression of one or more bacterial strains of the biofilm, due to antibacterial activity of the toxic molecule, could reduce the biofilm effect (stimulation or inhibition) on competent larvae (Avelin *et al*., 1993; Walls, 1993). As a matter of fact, larvae response to bacterial stimulation tends to be

species-specific. Stanley and Qian (1997) have shown that phlorotannins, tannic acid and phloroglucinol were inhibitory to *H. elegans* larval settlement, by inhibiting some of the bacterial species that induced a high settlement rate. However, some of the bacterial species inducing a low settlement rate were resistant to the compounds. We assume that in our experiment, the settlement increase/decrease may have been caused by inhibition to bacterial species that have induced a low or high settlement level in this type of biofilm. Unfortunately, we have not any information about different bacterial species present in the two types of biofilm used in our experiments.

Data and discussion suggest the existence of interactions, still poorly understood,

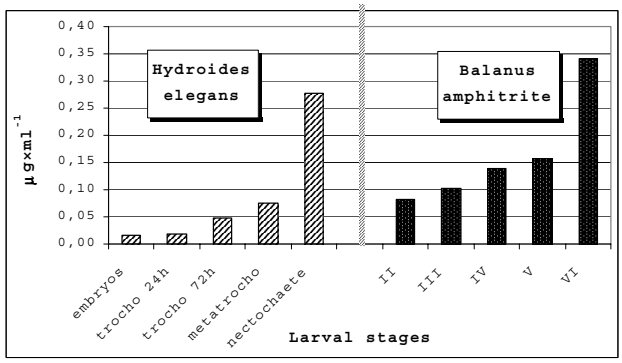


Fig. 1 - LC50 values for *H. elegans* and *B. amphitrite* larvae with EMN.
Valori LC50 per H. elegans *e* B. amphitrite *con EMN.*

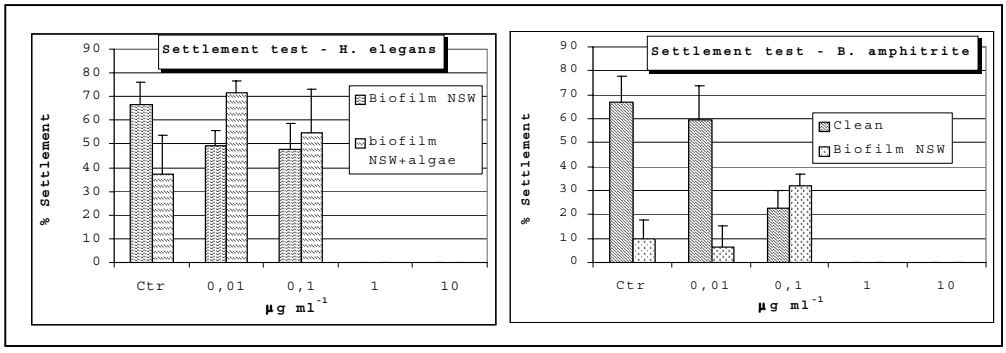


Fig. 2 - Percentage of settlement of competent larvae of *H. elegans* and cyprids of *B. amphitrite* with different EMN concentrations after 72h.M±SD; n=4.
Percentuale di insediamento alle 72 ore di larve competenti di H. elegans *e di cypris di* B. amphitrite *a differenti concentrazioni di EMN. M±SD; n=4.*

affecting the results of settlement tests with toxic compounds. In order to use *H. elegans* larvae as an alternative bioassay organism in settlement tests for antifouling biocides, we need to understand all the likely interactions between toxic response and organic substrata used in this kind of assay.

References

AVELIN M.S., VITALINA M.S., RITTSCHOF D., NAGABUSHANAM R. (1993) - Bacterial-barnacle interaction: potential of using jucellins and antibiotics to alter structure of bacterial communities. *J. chem. Ecol*., **19**: 2155-2167.

BRYAN P.J., KREIDER L., QIAN P.Y. (1998) - Settlement of the serpulid polychaete *Hydroides elegans* (Haswell) on the arborescent bryozoan *Bugula neritina* (L.): evidence of a chemically mediated relationship. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., **220**: 171-190.

CARPIZIO-ITUARTE E., HADFIELD M.G. (1998) - Stimulation of metamorphosis in the Polichaete *Hydroides elegans* (Haswell) (Serpulidae). *Biol. Bull*., **194**: 14–24.

GERACI S., ROMAIRONE V. (1990) - Allevamento di larve di Cirripedi. *Nova Thalassia*, **11**: 213-217.

HADFIELD M.G., UNABIA C., SMITH C.M., MICHEAL T.M. (1994) - Settlement of the ubiquitous fouler *Hydroides elegans*. In: Thompson M.F., Sarojini R., Nagabhushanam R. (eds), *Recent Development in Biofouling Control*. A.A., Balkema, Rotterdam: 65-74.

HAMILTON M.A., RUSSO R.C., THURSTON R.V. (1977) - Trimmed Spearman-Karber method for estimating median lethal concentrations. *Environ. Sci. Tech.*, **11** (7): 714-719.

HARDER T., QIAN P.Y. (1999) - Induction of larval attachment and metamorphosis in the serpulid polychaete *Hydroides elegans* by dissolved free amino acids: Isolation and identification. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **179**: 259-271.

McEDWARD L.R., QIAN P.Y. (2001) - Effects of the duration and timing of starvation during larval life on the metamorphosis and initial juvenile size of the metamorphosis and initial juvenile size of the polychate *Hydroides elegans* (Haswell). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **261**: 185-197.

PECHENIK J.A., QIAN P.Y. (1998) - Onset and maintenance of metamorphic competence in the marine polychaete *Hydroides elegans* Hawell in response to three chemical cues. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **226**: 51-74.

QIU J.W., QIAN P.Y. (1998) - Combined effects of salinity and temperature on juvenile survival, growth and maturation in the polychaete *Hydroides elegans*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **168**: 127-134.

RITTSCHOF D., CLARE A.S., GERHART D.J., AVELIN M.S., BONAVENTURA J. (1992) - Barnacle in vitro assay for biologically active substances: toxicity and settlement inhibition assay using mass cultured *Balanus amphitrite amphitrite* Darwin. *Biofouling*, **6**: 115-122.

STANLEY C.K.L., QIAN P.Y. (1997) - Phlorotannis and related compounds as larval settlement inhibitors of the tube-building polychaete *Hydroides elegans. Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **159**: 219-227.

WALLS J.T., RITZ D.A., BLACKMAN A.J. (1993) - Fouling, surface bacteria and antibacterial agents of four bryozoan species found in Tasmania, Australia. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* **169**: 1-13.

WIECZOREK S.K., TODD C. (1998) - Inhibition and facilitation of settlement of epifaunal marine invertebrate larvae by microbial biofilm cues. *Biofouling*, **12** (1-3): 81-118.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 878-880

L. Mola, I. Bertacchi, M. Vallisneri[1], A. Spanò[2], A. Pederzoli

Dipartimento di Biologia Animale, Università di Modena e Reggio Emilia,
Via Campi, 213/d - 41100 Modena, Italia.
[1]Dip. Biologia Evoluzionistica e Sperimentale, Università di Bologna, Bologna, Italia.
[2]Azienda ittica Valle Figheri, Lova, Venezia, Italia.

I PEPTIDI REGOLATIVI DEL TRATTO DIGERENTE NELLO SVILUPPO DI *DICENTRARCHUS LABRAX* (L.)

GUT REGOLATORY PEPTIDES DURING DEVELOPMENT OF DICENTRARCHUS LABRAX *(L.)*

Abstract

In this study we present the occurrence of gut regulatory peptides (substance P, CCK and some POMC-derived molecules) during the first larval phases in Dicentrarchus labrax *(Osteichtyes). The immunohistochemical tests were carried out in specimens of 2, 4, and 18 days from hatching.*

Key-words: *teleosts, developmen, gut, regulatory peptides, immunohistochemistry.*

Introduzione

Abbiamo condotto indagini immunoistochimiche volte a seguire la comparsa e la distribuzione di peptiti regolativi nel tubo digerente di *Dicentrarchus labrax*. Considerando che lo sviluppo larvale dei pesci dipende dalle condizioni di allevamento, nelle condizioni utilizzate a "Valle Figheri" le larve di 4 giorni, pur dotate di un evidente sacco del tuorlo, presentano già l'apertura boccale, mentre quelle di 18 giorni hanno appena terminato il riassorbimento del tuorlo. Ciò ha indirizzato la scelta degli stadi per tentare di correlare la comparsa dei peptidi col differenziameno morfologico del tratto digerente e/o col cambiamento di alimentazione.

Materiali e metodi

Le condizioni di allevamento sono le seguenti: fotoperiodo con 24 ore di luce nei primi 12 giorni, salinità del 40 per mille nei primi 12 giorni, portata gradualmente al 30 per mille in sette giorni, temperatura di 16-18°C. L'alimentazione è costituita da rotiferi arricchiti dal 5° al 16° giorno e da *Artemia* appena schiusa dal 10° giorno in poi. Sono state utilizzate larve a 2, 4 e 18 giorni dalla schiusa (rispettivamente 3, 5, e 8 mm circa). Gli esemplari (15 per ogni stadio) sono stati fissati *in toto* in GPA, inclusi in paraffina e tagliati in sezioni trasversali di 7 μm di spessore. Oltre alle reazioni all'Alcian Blu a pH 2,5 e PAS, sui preparati sono state eseguite reazioni immunoistochimiche utilizzando i seguenti anticorpi policlonali da coniglio: anti colecistochinina (CCK-39) (Biogenesis, U.K.) 1:500; anti sostanza P (Cambridge Resarch Biochemical, U.K.) 1:500; anti β-endorfina (Biogenesis, U.K.) 1:200 e 1:500; anti met-encefalina (Biogenesis, U.K.) 1:500; anti leu-encefalina (Biogenesis, U.K.) 1:500; anti ormone adrenocorticotropo 1-24 (ACTH) (Biogenesis, U.K.) 1:1000. La rivelazione è stata effettuata col sistema avidina-biotina-perossidasi (ABC) (Vector, Burlingame, CA), utilizzando diaminobenzidina (Sigma, USA) come cromogeno. I controlli, eseguiti omettendo l'anticorpo primario e sostituendolo con siero normale di capra, hanno dato sempre esiti negativi.

Risultati

Nelle larve di 2 giorni il tubo digerente, indifferenziato e ancora chiuso ad entrambe le estremità, non presenta mucociti nè immunopositività agli anticorpi utilizzati.

Nelle larve di 4 giorni, il tubo digerente, ancora a uno stadio iniziale del differenziamento é privo di mucociti, termina a fondo cieco, in accordo con l'assenza di un'alimentazione esterna. Le indagini immunoistochimiche hanno evidenziato molte cellule endocrine immunopositive alla sostanza P e alcune immunopositive all'ACTH nel tratto iniziale, mentre nell'epitelio del tratto terminale sono presenti numerose cellule positive alla met-encefalina. Nello spessore della parete non ancora differenziata del tratto terminale sono presenti voluminosi elementi nervosi positivi alla leu-encefalina (Fig. 1 a) e all'ACTH.

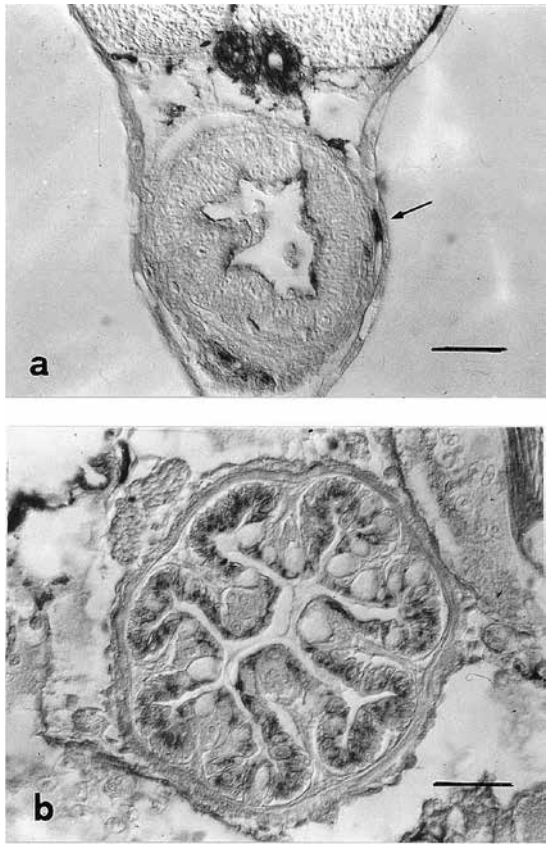


Fig. 1 - Microfotografie del tubo digerente durante lo sviluppo in *Dicentrarchus labrax* (L.). Barre = 50 μm. a) Larva di 4 giorni; sezione trasversale del tratto terminale con cellule della parete immunopositive ad anti leu-encefalina 1:500 (freccia). b) Larva di 18 giorni; sezione trasversale della regione esofagea con numerose cellule epiteliali immunopositive ad anti sostanza P 1:500.

Light microphotographs of developing digestive tract in Dicentrarchus labrax *(L.). Bars = 50 μm. a) 4-days old larva, transversal section of terminal tract with wall cells immunoreactive to anti leu-enkephalin 1:500 (arrow). b) 18-days old larva; transversal section of oesophagus with many epithelial cells immunoreactive to anti substance P 1:500.*

Nelle larve di 18 giorni il tubo digerente è differenziato nelle varie regioni; faringe ed esofago sono ricchi di mucociti. Le cellule endocrine positive alla sostanza P si estendono dal faringe all'intestino anteriore (Fig. 1 b), per poi ricomparire nel retto; a livello dell'intestino posteriore e del retto compaiono neuroni positivi alla sostanza P nel plesso sottomucoso. Le cellule positive alla met-encefalina, rare nell'epitelio del faringe, aumentano gradualmente procedendo in senso caudale fino a diventare numerosissime nell'epitelio rettale. Nel plesso mienterico a livello rettale sono localizzabili cellule positive alla leu-encefalina. Cellule positive all'ACTH sono presenti nell'epitelio di tutto il tratto digerente, raggiungendo la massima concentrazione nell'esofago e nello stomaco. Sono anche identificabili neuroni ACTH positivi nel plesso sottomucoso. Compaiono infine cellule endocrine CCK-39 positive dall'esofago all'intestino posteriore, che raggiungono la massima concentrazione nell'intestino medio. Nè a 4 giorni nè a 18 è stata riscontrata positività alla β-endorfina.

Conclusioni

I dati ottenuti consentono di affermare che alcune molecole derivate dal POMC e la sostanza P svolgono un ruolo importante sia come ormoni del tratto intestinale che come neuromodulatori della motilità fin dalle prime fasi dello sviluppo. Inoltre la comparsa di alcuni peptidi regolativi allo stadio di 4 giorni (in coincidenza con la presenza di un'apertura boccale ma ancora in assenza di un'alimentazione esterna) può indicare che tali sostanze hanno anche un'azione regolatoria sulla crescita e sul differenziamento cellulare, ipotesi già avanzata da Johnson (1980) e Zachary *et al*. (1987). Dalla letteratura non emergono dati sulla presenza di leu-encefalina e ACTH nel tratto digerente dei Teleostei. Il rilevamento di tali molecole in precoci stadi di sviluppo del tubo digerente caratterizzati da profondi rimaneggiamenti morfo-funzionali, potrebbe essere inquadrato nel più generale ruolo rivestito dalle molecole del POMC nei fenomeni di risposta agli stress.

Bibliografia

JOHNSON L.R. (1980) – Effect of gastrointestinal hormones on growth of gastrointestinal tissue. In: Jerzy Glass G.B. (ed), *Gastrointestinal hormones*, Raven Press, New York: 507-527.

ZACHARY I., WOOL P.J., ROZENGURT E. (1987) – A role for neuropeptides in the control of cell proliferation. *Dev. Biol*., **124**: 295-308.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 881-883

A. Quaglia, D. Minelli, A. Giuliani, L. Villani

Dipartimento di Biologia Evoluzionistica Sperimentale, Università di Bologna,
Via Selmi, 3 – 40126 Bologna, Italia.

CONNESSIONI ABENULE-NUCLEO INTERPEDUNCOLARE IN *CHILOSCYLLIUM ARABICUM* (CHONDRICHTHYES, ELASMOBRANCHII)

HABENULO-INTERPEDUNCULAR CONNECTIONS IN CHILOSCYLLIUM ARABICUM *(CHONDRICHTHYES, ELASMOBRANCHII)*

Abstract

The pattern of connections of the telencephalo-habenulo-interpeduncular system has been studied in the cartilaginous fish Chiloscyllium arabicum. *The present study confirms some important neuroanatomical homologies of these forebrain-midbrain projections in cartilaginuos fishes with respect to teleosts and land vertebrates.*

Key-words: *brain connections, fluorescent tracer, Chondrichthyes.*

Introduzione

I pesci cartilaginei, sebbene considerati "primitivi", hanno un'organizzazione complessa: presentano, fra l'altro, un sofisticato meccanismo di riproduzione, una specializzata osmoregolazione, eleganti sistemi sensoriali ed un cervello caratterizzato da un notevole sviluppo del cervelletto e del telencefalo olfattorio. Il sistema di connessioni delle vie olfattorie tra telencefalo-abenule e nucleo interpeduncolare è uno dei più importanti collegamenti fra telencefalo e mesencefalo nei Vertebrati terrestri (Smeets *et al.,* 1983). Attraverso la stria midollare, i neuroni delle abenule (AB) ricevono fibre da nuclei telencefalici e proiettano attraverso il fascicolo retroflesso (FR) al nucleo interpeduncolare (NIP) del mesencefalo. Nei Vertebrati acquatici (Agnati e Attinopterigi) il pattern di connessioni di questo sistema presenta forti somiglianze con quello dei Vertebrati terrestri. Scopo del presente studio è di analizzare le connessioni tra telencefalo-abenule e nucleo interpeduncolare nel pesce cartilagineo *Chiloscyllium arabicum*.

Materiali e metodi

Come tracciante delle vie nervose si è utilizzato il colorante fluorescente 1,1 dioctadecil-3,3,3',3' tetrametilindocarbocianina (DiI). Piccoli cristalli di DiI sono stati inseriti nelle AB e nel NIP di encefali (fissati in paraformaldeide) di esemplari adulti di *Chiloscyllium arabicum*. Il colorante liposolubile viene trasportato per via anterograda e retrograda e permette la marcatura (fluorescenza rossa) delle vie nervose afferenti ed efferenti.

Risultati e conclusioni

Le AB di *Chiloscyllium* mostrano una forte asimmetria: quella di sinistra è più voluminosa ed è costituita da una porzione mediale con piccoli neuroni fittamente stipati ed

una porzione laterale formata da cellule più voluminose con interposto un abbondante neuropilo; quella di destra è simile alla porzione mediale sinistra (Fig. 1). L'applicazione di DiI nel NIP causa la diffusione del colorante, attraverso il FR (Fig. 2), nei neuroni delle AB (Fig. 3). L'inserzione di cristalli di DiI nelle AB mostra una evidente fluorescenza delle fibre del FR (Fig. 4) e delle terminazioni nervose nel NIP (Fig. 5).

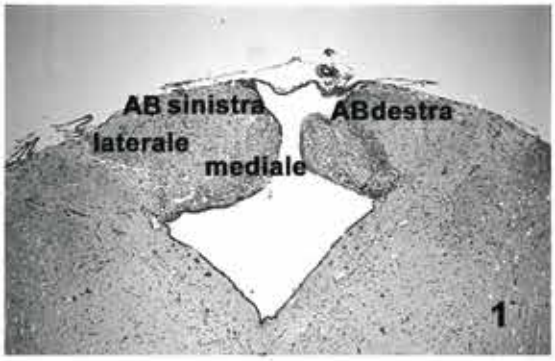


Fig. 1 - Sezione colorata con cresil violetto, che mostra l'asimmetria delle AB, ×10.
Cresyl violet stained section showing the asymmetry of AB, ×10.

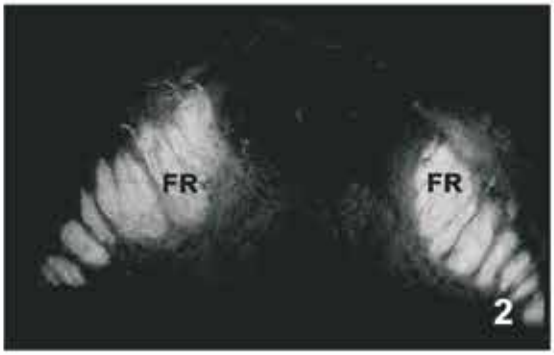


Fig. 2 - Marcatura retrograda del FR, ×50.
Retrograde labeling of FR, ×50.

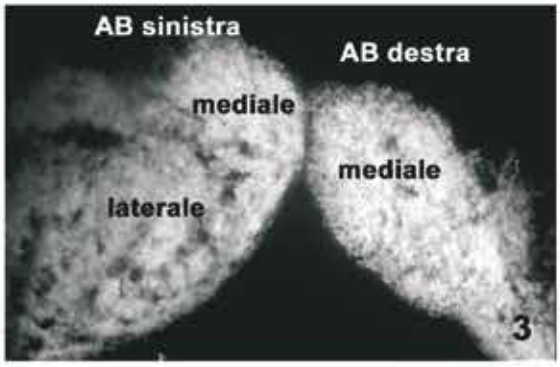


Fig. 3 - Marcatura retrograda delle AB, ×50.
Retrograde labeling of AB, ×50.

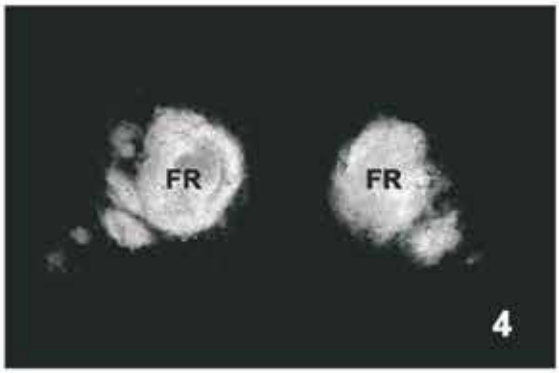


Fig. 4 - Fluorescenza del FR, ×50.
Fluorescent labeling of FR, ×50.

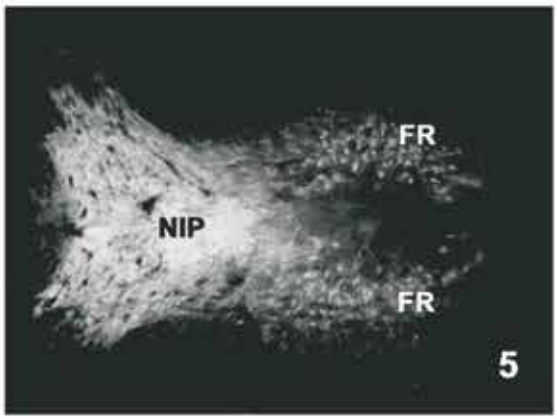


Fig. 5 - Marcatura anterograda del NIP, che mostra le fibre afferenti dorsali del FR, ×50.
Anterograde labeling of NIP showing the dorsal entrance of the fibers of the FR, ×50.

L'encefalo di *Chiloscyllium arabicum* mostra una notevole asimmetria delle AB confermando precedenti studi morfologici e immunoistochimici negli Elasmobranchi (Kemali *et al.,* 1980). Le proiezioni dei neuroni abenulari raggiungono interamente il nucleo interpeduncolare. Sia i neuroni della porzione mediale sia quelli della porzione laterale del nucleo dell'AB di sinistra sono marcati dal colorante inserito nel nucleo interpeduncolare, diversamente da quanto osservato nei Vertebrati terrestri (Guglielmotti e Fiorino, 1998). I risultati di questa indagine mostrano una notevole conservazione delle connessioni telencefalo-mesencefaliche nella evoluzione dei Vertebrati. Le piccole differenze messe in evidenza nei pesci cartilaginei indicano, forse, la precoce separazione di questa classe dagli altri Vertebrati.

Bibliografia

GUGLIELMOTTI V., FIORINO L. (1998) – Asymmetry in the left and right habenulo-interpeduncular tracts in the frog. *Brain Res. Bull.,* **45**: 105-110.

KEMALI M., MIRALTO A., SADA E. (1980) – Asymmetry of habenulae in the elasmobranch *Scyllium stellare*. *Z. Mikrosk. Anat. Forsch.,* **94**: 794-800.

SMEETS W.J.A.J., NIEUWENHUYS R., ROBERTS B.L. (eds) (1983) – *The Central Nervous System of Cartilaginous Fishes: Structure and Functional Correlation*. Springer-Verlag, New York: 266 pp.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 884-888

A. Sabatini, P. Addis, M.C. Follesa, P. Misso*, P. Pesci, A. Cau

Dipartimento Biologia Animale ed Ecologia, Viale Poetto, 1 - 09126 Cagliari, Italia.
* ISTAT, Cagliari, Italia.

PROPOSTA DI UNA NUOVA PROCEDURA PER L'IDENTIFICAZIONE DELLE COORTI DI UNA POPOLAZIONE

A PROPOSAL FOR A NEW IDENTIFICATION PROCEDURE OF POPULATION COHORTS

Abstract

A new procedure using the EM algorithm (Expectation-Maximization) implemented in Multimix is proposed. The software, originally created to estimate parameters of normal mixture, is applied for the first time with more simultaneous variables to identify the cohorts in the marine populations. The analysis has been carried out using a series of biometric data for the females of Aristaeomorpha foliacea *(Risso, 1827) (Crustacea, Decapoda) showing interesting application aspects.*

Key words: *growth, EM algorithms, multivariate analysis, mixtures of distributions,* Aristaeomorpha foliacea.

Introduzione

Lo studio dell'accrescimento è la determinazione della taglia corporea in funzione dell'età che, per molti organismi marini, viene spesso descritto dall'equazione di von Bertalanffy. I metodi indiretti per l'identificazione dei parametri di tale equazione effettuano l'analisi delle coorti attraverso la scomposizione di distribuzioni di frequenza, composte e temporalmente limitate, in distribuzioni normali distinte, ognuna indicativa di una classe di età. Per l'identificazione delle coorti sono stati utilizzati diversi metodi e quello di Bhattacharya è attualmente quello più conosciuto (Brethes e O'Boyle, 1990; Hilborn e Walters, 1992; MacDonald, 1987; Rosemberg e Beddington, 1988, Sparre *et al.*, 1989).

In questo lavoro viene proposta una nuova procedura che utilizza l'algoritmo EM (Expectation-Maximization) (Dempster *et al.*, 1977) implementato in Multimix (Murray e Hunt, 1999). Questo software, nato per stimare i parametri di misture di normali, viene applicato per la prima volta ad un problema biologico quale quello dell'identificazione delle coorti di una popolazione. Al fine di descrivere l'accrescimento il lavoro si prefigge dunque lo scopo di far intervenire nell'analisi più caratteri morfometrici (nel nostro caso lunghezza del carapace e massa corporea) per ottenere curve di crescita affidabili pur con un numero limitato di dati.

Materiali e metodi

Multimix è un programma scritto in fortran 77 per lo studio delle misture di distribuzioni normali univariate e/o multivariate. Oltre ai dati biometrici il Multimix richiede, come imput, i valori iniziali delle medie, delle varianze e dei pesi di ciascuna normale (coorte). L'algoritmo EM aggiorna iterativamente tali valori fino a conseguire la stima di massima verosimiglianza. Una accurata scelta dei valori iniziali dà luogo a poche iterazioni e conduce sempre alla soluzione ottimale. Il Multimix come output fornisce per ciascuna coorte la media, la varianza ed il peso nel caso si utilizzi un

solo carattere; oppure il vettore delle medie, la matrice delle covarianze ed il peso nel caso si utilizzino due o più caratteri. Il programma adatta una mistura di normali ad un insieme di dati relativi a più coorti sovrapposte e, sfruttando l'algoritmo EM, stima i parametri dei singoli gruppi. Inoltre è possibile avere la percentuale di assegnazione dei singoli dati ad uno dei gruppi identificati e l'attribuzione finale ad uno di questi, il numero di dati assegnati ad ogni gruppo e il numero di iterazioni effettuate per ottenere il risultato.

La procedura è stata testata su dati relativi alle femmine del crostaceo decapode *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827), catturati nel Golfo di Cagliari con cadenza bimestrale. Di ciascun individuo si aveva a disposizione la Lunghezza Carapace (LC, mm) ed il Peso Totale (PT, g).

Per ogni campione mensile sono state effettuate due diverse elaborazioni con Multimix, una utilizzando la sola LC (M1) e l'altra (M2) con i dati associati di lunghezza e peso. Inoltre, con i soli dati di lunghezza, è stata eseguita una terza scomposizione (B) utilizzando il metodo di Bhattacharya (1967) contenuto nel pacchetto FISAT (Gayanilo *et al.*, 1996). Il risultato ottenuto con quest'ultimo metodo, è stato considerato come termine di confronto.

I risultati della scomposizione in coorti ottenuti con i tre metodi (M1, M2 e B) sono stati utilizzati per la costruzione di tre curve di crescita secondo la metodica del "*Linking of means*" riportata in FISAT.

Queste curve sono state confrontate con una di riferimento relativa alla specie nei mari sardi, determinata con le metodiche riportate in FISAT su più anni di osservazioni ($LC_\infty = 70.7$ mm; K/anno = 0.538; $t_0 = 0.266$) (Cau *et al.*, 2002).

Essendo gli scopi del lavoro puramente descrittivi e non inferenziali, la verifica dei risultati è stata condotta mediante il calcolo degli integrali del valore assoluto delle differenze tra le curve di crescita ottenute con quella nota. Gli estremi di integrazione sono stati presi coincidenti con il periodo di reclutamento all'attrezzo ($t_1 = 0.75$ anni) e con l'età massima nella popolazione sfruttata ($t_2 = 3.5$ anni). I valori ottenuti sono le distanze tra le curve che noi proponiamo di assumere come indici di confronto: un alto valore dell'indice indica una maggiore distanza e quindi una maggiore diversità tra curve.

Risultati

I valori medi, stimati per le diverse componenti, sembrano presentare una maggiore sovrapposizione tra i metodi M1 e M2 e maggiori differenze con il metodo B.

Il metodo di Bhattacharya (B), in particolare, mostra quasi sempre una sovrastima per le prime coorti mentre non è stato in grado di individuare la lunghezza media degli individui di maggiori dimensioni appartenenti alla terza coorte (mesi di Agosto e Ottobre). Per l'elaborazione del mese di dicembre i risultati di M2 sono comparabili a quelli di B e differenti da M1. La maggiore efficacia di M2, con l'utilizzo di due variabili, si ha nell'identificazione delle coorti degli individui più grandi, rappresentate quindi da un numero inferiore di individui, dove M1 individua dei valori medi difformi dall'andamento di crescita mentre B non distingue i gruppi (agosto, ottobre, dicembre 3° gruppo).

Questo viene confermato dalle curve di crescita ottenute con lo studio delle progressioni modali (Fig. 1 e Tab. 2).

Appare dunque evidente come la curva di crescita B, ottenuta mediante la scomposizione con il metodo di Bhattacharya, mostri un accrescimento più veloce rispetto

alla curva di riferimento (Cau *et al.*, 2002) ed alle curve M1 ed M2 ottenute con la scomposizione con il metodo EM.

Tab. 1 - Lunghezza carapace media, varianza e proporzione (pr.) della coorte in *Aristaeomorpha foliacea* ottenute con i metodi M1, M2 e B.
Average carapace length, variance and cohort proportion (pr.) in Aristaeomorpha foliacea *for the different methods M1, M2 and B.*

		1° gruppo			2° gruppo			3° gruppo		
	n. individui	LC (mm)	Varianza	Pr	LC (mm)	Varianza	Pr	LC (mm)	Varianza	Pr
Multimix1										
Febbraio	169	14,0	1,50	0,02	36,2	7,84	0,72	48,8	46,47	0,26
Aprile	150	20,2	4,48	0,16	42,6	2,65	0,26	48,8	40,81	0,58
Giugno	68	22,6	13,75	0,40	43,4	3,45	0,10	54,2	17,77	0,50
Agosto	95	26,9	4,43	0,44	44,2	3,11	0,46	43,8	92,37	0,10
Ottobre	102	31,4	11,76	0,53	43,9	5,67	0,44	55,6	14,68	0,03
Dicembre	375	34,0	4,18	0,48	36,8	1,64	0,17	47,7	37,71	0,36
Multimix2										
Febbraio	169	22,7	80,63	0,03	36,8	7,43	0,74	50,5	38,36	0,23
Aprile	150	20,2	4,48	0,16	42,2	5,41	0,41	51,2	27,90	0,44
Giugno	68	22,6	13,75	0,40	43,0	2,49	0,09	54,0	18,20	0,51
Agosto	95	26,9	4,70	0,45	43,8	6,25	0,52	55,6	11,00	0,03
Ottobre	102	31,4	11,76	0,53	43,9	5,36	0,43	52,4	38,89	0,04
Dicembre	375	35,0	5,87	0,69	46,9	6,20	0,24	56,5	28,34	0,07
Bhattacharya										
Febbraio	169				37,5	6,84	0,87	49,1	2,86	0,13
Aprile	150	21,5	3,00	0,18	43,3	3,47	0,55	51,1	0,60	0,26
Giugno	68	20,6	12,97	0,39	47,0	7,22	0,17	54,6	1,44	0,44
Agosto	95	27,2	3,23	0,48	44,9	4,91	0,52			
Ottobre	102	32,4	4,61	0,57	43,2	3,66	0,43			
Dicembre	375	35,3	4,49	0,71	47,7	3,60	0,25	54,4	1,79	0,04

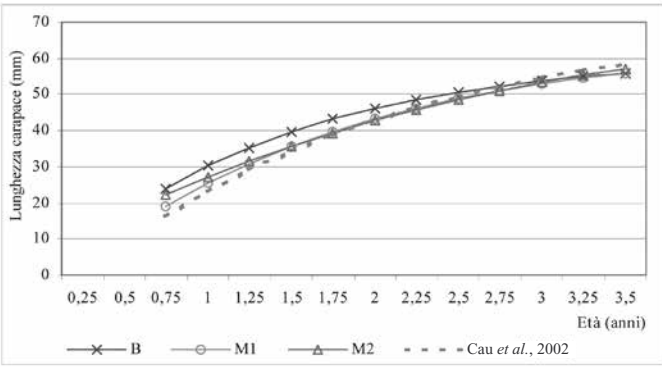


Fig. 1 - Curve di crescita ottenute con i differenti metodi (B; M1; M2) e curva di riferimento (Cau *et al.,* 2002) di *Aristaeomorpha foliacea.*
Growth curves obtained with different methods and reference curve for Aristaeomorpha foliacea.

Questo viene confermato dal confronto con la curva di riferimento effettuato tramite gli integrali, che individua la maggiore distanza con la curva B (9.34). Sensibilmente inferiori sono le distanze delle curve M1 e M2 (3.67, 4.25), risultando simili tra di loro e con una maggiore affinità (Tab. 2).

Tab. 2 - Parametri di crescita di *Aristaeomorpha foliacea* (femmine) ottenuti con i tre metodi e confronti con la curva di riferimento.

Growth parameters of Aristaeomorpha foliacea *(females) obtained with the three methods, and comparisons with the reference curve.*

	LC_∞ (mm)	K/anno	t_0	Indice di confronto
M1	64.9	0.596	0.163	3.67
M2	75.4	0.39	-0.145	4.25
B	60.4	0.752	0.08	9.34

Conclusioni

L'analisi effettuata, anche se per ora testata su una sola specie, ha rilevato come il metodo EM in Multimix presenti numerosi vantaggi per l'identificazione delle coorti di una popolazione. In particolare la possibilità di utilizzare contemporaneamente più parametri morfometrici (in teoria non esistono limiti nel numero di variabili) consente di cogliere con più dettaglio i fenomeni studiati. Nel caso specifico l'utilizzo della lunghezza carapace e del peso totale, con una visione tridimensionale delle distribuzioni, ha consentito l'identificazione di coorti sovrapposte su una dimensione ma distinte sull'altra e dall'unione delle due. Inoltre un ulteriore vantaggio è la minore soggettività nell'elaborazione e la buona affidabilità dei risultati anche con un numero ridotto di dati rispetto al metodo di Bhattacharya. Infine, ma non per questo meno importante, il programma, con basse esigenze di memoria, da la possibilità di utilizzare hardware non particolarmente sofisticati. Questo lavoro mostra come Multimix, sviluppato con un'interfaccia più immediata, possa rappresentare una ulteriore alternativa per lo studio dell'accrescimento di molte specie marine.

Ringraziamenti

Si ringrazia il Prof. Francesco Bertolino per averci fornito utili suggerimenti sull'applicazione del metodo e dei modelli statistici nonché per la revisione critica del testo.

Bibliografia

BHATTACHARYA C.G. (1967) - A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics*, **23**: 115-135.

BRETHES J.C., O'BOYLE R.N. (1990) – *Methodes d'evaluation des stocks halieutiques*. International Centre for Ocean Development, Halifax: 963 pp.

CAU A., CARBONELL A., FOLLESA M.C., MANNINI A., NORRITO G., ORSI RELINI L., POLITOU C.Y., RAGONESE S., RINELLI P. (2002) – MEDITS based information on the deep-water red shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus* (Crustacea: Decapoda: Aristeidae). *Sci. Mar,* **66** (Suppl. 2): 103-124.

DEMPSTER A.P., LAIRD N.M., RUBIN D.B. (1977) - Maximum likelihood from incomplete data via EM algorithm. *Journal of the Royal Statistical Society,* B, **39**: 1-38.

GAYANILO F.C., SPARRE D., PAULY D. (1996) - *FISAT: FAO-ICLARM Stock Assessment Tools. User's manual*. ICLARM – international Centre for living Resources Management – *FAO*: 126 pp.

HILBORN R., WALTERS C.J. (1992) – *Quantitative fisheries stock assessment. Choice, dynamics and uncertainty.* Chapman and Hall, NY: 570 pp.

MACDONALD P.D.M. (1987) – Analysis of length-frequency distribution. In: Summerfelt R.C., Hall G.E. (eds), *Age and growth of fish*, Iowa State University press, Ames Iowa: 371-384.

MURRAY J., HUNT L.A. (1999) - Mixture model clustering using the MULTIMIX program. *New Zealand Journal of Statistics*, **41**: 153–172.

ROSEMBERG A.A., BEDDINGTON R.J. (1988) – Length-based methods of fish stock assessment. In: Gulland J.A. (ed), *Fish Population Dynamics,* 2nd Ed., John Wiley & Sons: 83-103.

SPARRE P., URSIN E., VENEMA S.C. (1989) – Introduction tropical fish stock assessment. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **301** (1): 337 pp.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 889-891

S. Salvadori, E. Coluccia, A. Milia, R. Cannas, A.M. Deiana

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università di Cagliari, Viale Poetto, 1 - 09126 Cagliari., Italia.
e-mail: salvador@unica.it

STUDIO DEI CROMOSOMI MITOTICI E MEIOTICI DI *HOMARUS GAMMARUS* (CRUSTACEA, DECAPODA)

STUDY OF MITOTIC AND MEIOTIC CHROMOSOMES OF HOMARUS GAMMARUS *(CRUSTACEA, DECAPODA)*

Abstract

We studied the mitotic and meiotic chromosomes of Homarus gammarus *(Crustacea, Decapoda). C-banding and AluI restriction enzyme banding have pointed out heterochromatic bands in most centromeric regions and in the short arm of some submetacentric chromosomes. The same short arms were brightly fluorescent after the AT-specific DAPI and Q bandings.*

Key-words*: Crustacea Decapoda,* Homarus gammarus, *C-banding, fluorochrome-banding, RE-banding.*

Introduzione

L'astice europeo, *Homarus gammarus,* specie dall'ampia distribuzione geografica, è comune in Mediterraneo e oggetto di pesca commerciale e allevamento. E' una delle cinque specie di Nephropidae (su un totale di 43) di cui si conoscono dati cariologici. In *H. gammarus* e *H. americanus,* Hughes (1982) ha evidenziato una notevole variabilità dei numeri aploidi e diploidi. In questo lavoro abbiamo caratterizzato i cromosomi mitotici e meiotici di *H. gammarus* mediante tecniche di bandeggio cromosomico che hanno permesso lo studio della distribuzione e struttura dell'eterocromatina.

Materiali e metodi

I preparati cromosomici, ottenuti dal tessuto testicolare di quattro individui con una modificazione del metodo diretto, la colorazione di Wright e il bandeggio C e con endonucleasi di restrizione sono stati ottenuti secondo Deiana *et al*., 1996; la colorazione DAPI secondo Schweizer, 1976; il bandeggio Q secondo Phillips e Hartley, 1988.

Risultati

Il complemento cromosomico di *H. gammarus* è costituito da cromosomi metacentrici, submetacentrici e acrocentrici (Fig. 1 a). Nella tarda profase e nella metafase della I divisione meiotica sono evidenziabili bivalenti con diversa morfologia: ad anello, a manubrio e a croce (Fig. 1 b, d). Il numero aploide (range=60-65, moda=62-63) è stato ricavato dal conteggio dei bivalenti in metafase I e dei cromosomi in metafase II; il numero diploide presumibile è compreso tra 120 e 130. Il bandeggio C (Fig. 1 b) e la digestione *in situ* con *Alu I* (Fig. 1 c) hanno evidenziato bande eterocromatiche prevalentemente centromeriche e paracentromeriche e nei bracci corti di alcuni cromosomi. Questi bracci corti sono brillantemente fluorescenti dopo i bandeggi DAPI (dato non mostrato) e Q, che evidenziano il DNA ricco in Adenina-Timina; inoltre sono presenti bande fluorescenti in molte regioni centromeriche (Fig. 1 d).

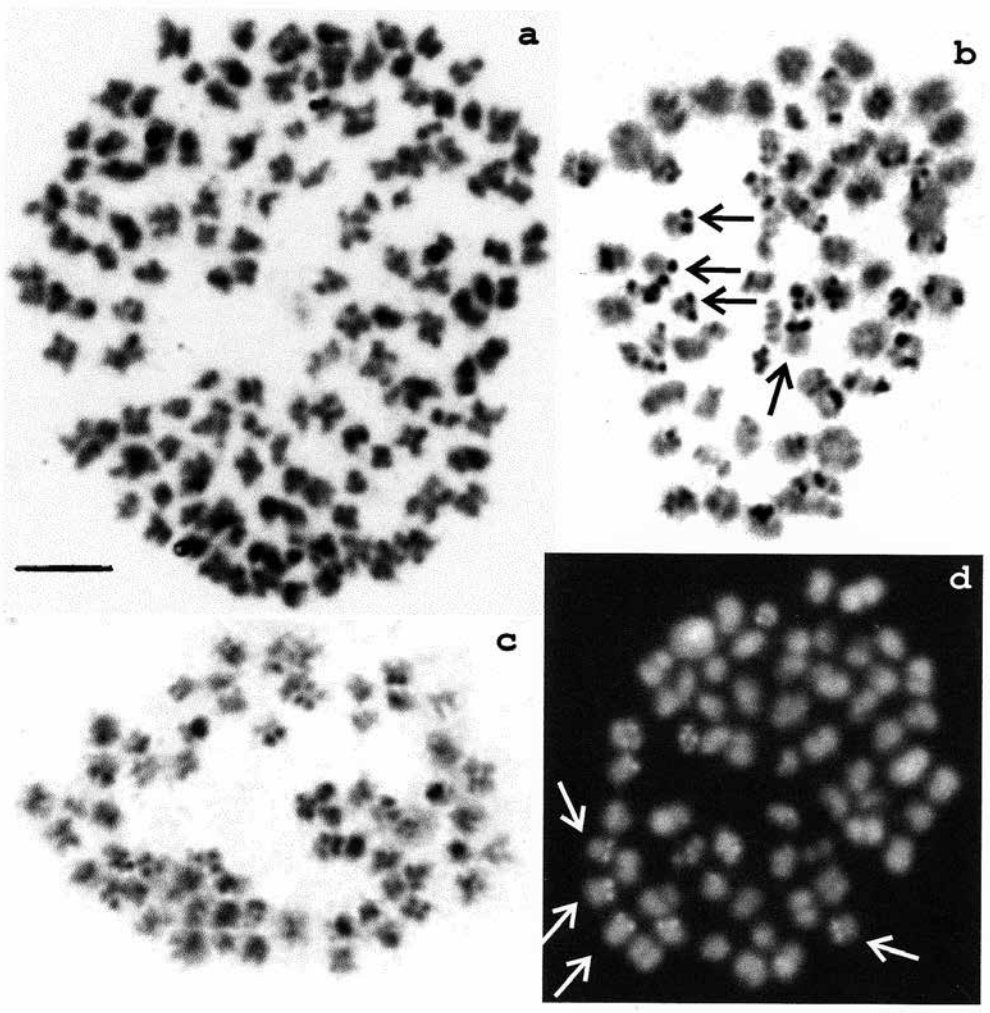


Fig. 1 - a) metafase spermatogoniale di *H. gammarus* dopo colorazione di Wright; b) metafase I dopo bandeggio C; c) metafase II dopo bandeggio con AluI; d) metafase I dopo bandeggio Q; le frecce indicano ampie bande C-positive in b) e Q positive in d). Barra = 5 μm.

a) H. gammarus *spermatogonial metaphase after Wright's staining (b) metaphase I after C banding. c) metaphase II after AluI restriction enzyme banding d) metaphase I after Q banding; arrows indicate large C-positive (b) and Q-positive (d) bands. The bar represents 5 μm.*

Conclusioni

L'applicazione dei bandeggi cromosomici in *H. gammarus* è stata di grande utilità per la comprensione della morfologia cromosomica e delle figure meiotiche e ha permesso l'identificazione di alcuni cromosomi caratterizzati da ampie bande eterocromatiche (frecce in figura).

È stata riscontrata una variabilità del numero cromosomico notevolmente inferiore a quella descritta da Hughes (1982) e non sono stati evidenziati cromosomi soprannumerari nè anomalie negli appaiamenti meiotici presenti nelle altre due specie di Nephropidae *H. americanus* (Coluccia *et al*., 2001) e *Nephrops norvegicus* (Deiana *et al*., 1996). I bandeggi utilizzati hanno permesso di identificare alcuni cromosomi i cui bracci corti sono interamente eterocromatici, indigeriti dall'enzima *AluI* e costituiti da DNA ricco in A-T.

La presenza di numerose regioni ricche in A-T nei cromosomi di *H. gammarus* trova riscontro nella maggiore percentuale di Adenina-Timina nel genoma di questa specie rispetto alla specie congenerica *H. americanus* (Deiana *et al*., 1999).

Bibliografia

COLUCCIA E., CAU A., CANNAS R., MILIA A., SALVADORI S., DEIANA A.M. (2001) - Mitotic and meiotic chromosomes of the American lobster *Homarus americanus* (Nephropidae, Decapoda). *Hydrobiologia,* **449**: 149-152.

DEIANA A.M., COLUCCIA E., MILIA A., SALVADORI S. (1996) - Supernumerary chromosomes in *Nephrops norvegicus* L. (Crustacea, Decapoda). *Heredity,* **76**: 92-99.

DEIANA A.M., CAU A., COLUCCIA E., CANNAS R., MILIA A., SALVADORI S., LIBERTINI A., (1999) - Genome size and AT-DNA content in thirteen species of Decapoda. In: F. Schram, J.C. von Vaupel Klein (eds), *Crustaceans and Biodiversity Crisis*, Brill, **1**: 981-985.

HUGHES J.B. (1982) - Variability of chromosome number in the lobster *Homarus americanus* and *H. gammarus*. *Cariologia*, **35**: 279-289.

PHILLIPS R.B., HARTLEY S.E. (1988) - Fluorescent banding patterns of the chromosomes of the genus *Salmo*. *Genome,* **30**: 193-197.

SCHWEIZER D. (1976) - Reverse fluorescent chromosome banding with chromomycin and DAPI. *Chromosoma,* **58**: 307-320.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 892-893

G.P. Serrazanetti, G. Monti, G. Pagliuca[1], A. Falasca[2]

Dipartimento di Biochimica, Sezione di Biochimica Veterinaria,
Università di Bologna, Via Tolara di sopra, 50 - 40064 Ozzano Emilia, Bologna, Italia.
[1] Dip. San. Pubbl. Pat. An., Univ. Bologna.
[2] Dip. Farm., Univ. Parma.

ACIDI GRASSI NELLE CERE DI CAMPIONI DI ZOOPLANCTON DELL' ANTARTIDE

FATTY ACIDS IN WAX ESTERS OF ZOOPLANKTON SAMPLES OF ANTARCTICA

Abstract

Wax esters have been analyzed by gas chromatography in zooplankton samples from Antarctica. These compounds represent alternative lipid storage in many polar organisms, the distribution of single fatty acids and alcohols, considered useful trofic markers, reflects diatoms availability in Antarctic environment.

Key-words*: fatty acids, alcohols, wax esters, zooplankton, Antarctica.*

Introduzione

La biomassa zooplanctonica antartica deve adattarsi alle costanti basse temperature e, nel caso degli erbivori, sopperire alla stagionale carenza di fitoplancton. La caratterizzazione delle componenti lipidiche di questi animali può portare un importante contributo alla conoscenza dei meccanismi di adattamento biologico e biochimico. Per ampliare le conoscenze in tale settore, sono stati analizzati gli acidi e gli alcoli grassi delle cere in campioni di zooplancton prelevati in Antartide.

Materiali e metodi

I campioni di zooplancton sono stati prelevati i giorni 22 e 24/12/1997 nelle stazioni PHN 20-22-30 nel settore "Continental Slope" (da lat. 71° a 73°S e da long. 172° a 178°E) del Mare di Ross.

I prelievi sono stati effettuati mediante una rete da traino Plankton Hamburg Net (PHN), a forma di tronco di piramide, costituita da rete di nylon di 1 mm di lato di maglia, trainata ad una velocità di 3-4 nodi, ad una profondità compresa tra i 5 e 120 m. I campioni sono stati conservati a –20°C fino al momento dell'utilizzo.

I lipidi totali sono stati estratti, in tre campioni analizzati in triplo, con miscela cloroformio:metanolo=2:1. Dalla frazione delle cere, separata con tecnica cromatografica (TLC), si sono ottenuti gli esteri metilici degli acidi grassi (FAME) totali e, dopo saponificazione, gli alcooli. Acidi grassi ed alcooli sono stati poi identificati mediante gascromatografia capillare (GC) abbinata alla spettrometria di massa (MS).

Risultati

Le percentuali dei lipidi totali determinate nei campioni di zooplancton sono risultate tutte prossime al 24,0% del peso secco; la frazione rappresentata dalle cere varia da un minimo di 37,5±0,1% a un massimo di 52,8±4,0% dei lipidi totali. La percentuale relativamente bassa di lipidi totali da noi ritrovata nei campioni analizzati è giustificata

dal periodo in cui si è effettuato il prelievo. Infatti, l'accumulo di riserve energetiche, da parte di questi organismi, raggiunge il suo massimo alla fine dell'estate australe (febbraio-marzo) (Schnack-Shiel *et al.*, 1991).

L'esame delle varie classi di acidi grassi ha permesso di osservare come quella dei poliinsaturi (PUFA) sia risultata sempre prevalente con una percentuale media del 54,0±0,9% del totale, seguita da quella dei monoinsaturi (36,9±1,1%) e dei saturi (9,1±0,6%). Tra i poliinsaturi la metà è rappresentata da quelli n-3, che vengono assunti dallo zooplancton soprattutto con la dieta; tra questi domina il 20:5n3 con una percentuale media del 36,3±0,6% sul totali degli acidi grassi determinati. Questo e il 22:6n3 sono considerati i principali PUFA presenti negli anfipodi (Nelson *et al.*, 2001). Fra i monoinsaturi particolarmente degne di nota le percentuali medie del 20:1n9 (13,2±1,6%), del 16:1n7 (8,6±0,8%), del 18:1n9 (6,4±0,4%) e del 22:1n11 (5,8±0,7%). La limitata percentuale dei saturi è costituita per quasi la metà dal 14:0 (4,5±0,4%). La distribuzione degli acidi grassi da noi isolati, che presenta percentuali prevalenti di acidi grassi poliinsaturi, è giustificata dalla necessità fisiologica degli organismi viventi negli ambienti polari di mantenere la fluidità delle membrane alle basse temperature. L'abbondanza del 16:1n7 e soprattutto del 20:5n3 è da collegarsi alle fioriture di diatomee in cui tali acidi grassi sono abbondanti. La presenza dei monoinsaturi 20:1n9 e 22:1n11 è caratteristica di due specie di copepodi (*Calanoides acutus* e *Calanus propinquus*) che sono gli unici componenti dello zooplancton antartico ad essere ricchi di questi due acidi (Hagen *et al*., 2000).

Legati a questi acidi grassi, nella composizione delle cere, entrano alcooli a lunga catena. Nei nostri campioni sono risultati dominanti il 20:1 ed il 22:1 con percentuali medie rispettivamente del 50,2±1,2% e del 25,0±2,3%. Questi alcooli esterificati con gli acidi grassi formano cere a 40-42 atomi di carbonio caratteristiche degli organismi viventi nell'ambiente antartico. Si sono, inoltre, isolati gli alcooli saturi 14:0 e 16:0 e i monoinsaturi 16:1 e 18:1.

Conclusioni

Nel complesso la distribuzione degli acidi grassi nelle cere dello zooplancton analizzato corrisponde quasi completamente a quella riscontrata nei lipidi totali. Negli organismi polari, infatti, sia strettamente erbivori che onnivori, le cere rappresentano spesso i principali lipidi di riserva a causa della loro caratteristica di fornire maggiore energia rispetto ai comuni trigliceridi.

Bibliografia

HAGEN W., KATTNER G., FRIEDRICH C. (2000) - The lipid compositions of high-Antarctic notothenioid fish species with different life strategies. *Polar Biol.,* **23**: 785-791.

NELSON M.N., MOONEY B.D., NICHOLS P.D., PHLEGER C.F. (2001) - Lipids of Antarctic Ocean amphipods: food chain interactions and the occurence of novel biomarkers. *Mar. Chem*., **73**: 53-64.

SCHNACK-SCHIEL S.B., HAGEN W., MIZDALSKI E. (1991) - Seasonal comparison of *Calanoides acutus* and *Calanus propinquus* (Copepoda: Calanoida) in the southeastern Weddell Sea, Antarctica. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **70**: 17-27.

Lavoro eseguito con contributo MURST (60%) e Programma Nazionale di Ricerche in Antartide (PNRA, BIOSESO).

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 894-896

G.P. Serrazanetti, G. Monti, M. Fabbri, A. Selli

Dipartimento di Biochimica, Sezione di Biochimica Veterinaria, Università di Bologna,
Via Tolara di Sopra, 50 – 40064 Ozzano Emilia, Bologna, Italia.

IDROCARBURI, STEROLI ED ACIDI GRASSI IN ALGHE DELLA COSTA MARCHIGIANA

HYDROCARBONS, STEROLS AND FATTY ACIDS IN ALGAE OF MARCHE COAST

Abstract

Some lipids constituents of red and green macroalgae collected off the Marche coast was analysed. Hydrocarbons, sterols and fatty acids were determined by capillary gas chromatography and mass spectrometry. Some of these compounds can transfer through trofic chain and considered biomarker for these species.

Key-words: *hydrocarbons, sterols, fatty acids, Rhodophyta, Chlorophyta.*

Introduzione

Le condizioni trofiche del mare Adriatico settentrionale provocano il moltiplicarsi di grandi quantità di macroalghe bentoniche il cui sviluppo è, in taluni casi, favorito dalla messa a dimora di scogliere artificiali. *Ulva laetevirens*, ad esempio, può riprodursi con una tale facilità da rappresentare un problema estetico ed igienico in quei tratti di costa utilizzati quasi totalmente per la balneazione. Oltre all'attenzione che merita la presenza di grandi quantità di queste macroalghe, vi è pure l'interesse che deriva dal conseguente trasferimento dei loro costituenti biochimici lungo la catena trofica (Norziah e Ching, 2000).

Si è quindi effettuata la determinazione di alcuni importanti costituenti lipidici quali idrocarburi, steroli ed acidi grassi in due specie di Rhodophyta (*Polysiphonia sertularioides* e *Gracilariopsis longissima*) ed in due specie di Chlorophyta (*Codium fragile* e *Ulva laetevirens*).

Materiali e metodi

I campioni sono stati raccolti in prossimità e sopra le scogliere poste a protezione del litorale nelle vicinanze di Pesaro e congelati a –20°C fino all'utilizzo.

I lipidi sono stati estratti con cloroformio:metanolo=2:1. Da una frazione dell'estratto lipidico totale idrocarburi e steroli sono stati separati mediante cromatografia su strato sottile (TLC), un'altra frazione è stata sottoposta a transesterificazione per ottenere gli acidi grassi sotto forma di metilesteri (FAME). Idrocarburi, steroli ed acidi grassi sono stati analizzati con gascromatografia capillare (GC), talvolta abbinata alla spettrometria di massa (MS).

Risultati e conclusioni

La distribuzione degli idrocarburi, in ognuna delle quattro specie da noi prese in esame, è risultata relativamente semplice essendo stato isolato un numero limitato di questi composti. Nelle due specie di Rhodophyta è risultato prevalente il *n*-C17 con

l'89,4% in *G. longissima* e il 81,8% in *P. sertularioides*. Queste elevate percentuali sono in accordo con i dati di letteratura che confermano come questo idrocarburo sia sempre dominante in questo gruppo di alghe (Nevenzel, 1989).

Più varia è invece risultata la composizione idrocarburica nelle due Chlorophyta. In *C. fragile* prevale ancora il *n*-C17 con il 72,9%, accompagnato dallo squalene (12,8%) e dal *n*-C17:1 (6,4%), mentre in *U. laetevirens* domina l'olefina *n*-C17:1 con il 83,6%. Gli idrocarburi presenti in questi produttori primari si possono poi ritrovare nei livelli successivi della catena trofica marina e possono così fornire utili informazioni sullo stato trofico di una determinata area di mare.

Per quanto riguarda la composizione sterolica, in entrambe le specie di Rhodophyta è risultato prevalente il colesterolo, in *G. longissima* con il 92,0% e in *P. sertularioides* con l'86,9%. Questo sterolo in passato era ritenuto assente nei vegetali ora, dopo il suo ritrovamento in diverse specie di diatomee e numerose alghe rosse, è considerato caratteristico, anche se non specifico, di queste alghe. Accanto a questo sterolo dominante nella prima specie troviamo il brassicasterolo (4,1%) e nella seconda il desmosterolo (5,5%).

Tab. 1 - Principali acidi grassi identificati nelle quattro specie di macroalghe (% sul totale degli acidi grassi).

Main fatty acids identified in the four species of macroalgae (% of total fatty acids).

	C. fragile	***U. laetevirens***	***G. longissima***	***P. sertularioides***
14:0	3,1 ± 0,3	35,8 ± 1,7	7,6 ± 0,3	4,1 ± 2,5
16:0	30,5 ± 0,5	10,4 ± 0,4	48,2 ± 0,8	27,4 ± 4,7
altri	3,5 ± 0,9	4,2 ± 1,2	1,2 ± 0,0	3,5 ± 2,4
Saturi	37,1 ± 0,0	50,4 ± 0,1	57,0 ± 0,5	35,0 ± 4,6
14:1n5	0,0 ± 0,0	5,5 ± 0,4	0,3 ± 0,0	0,0 ± 0,0
16:1n7	2,0 ± 0,1	0,9 ± 0,3	1,5 ± 0,5	11,3 ± 2,8
18:1n9	10,2 ± 0,6	1,4 ± 0,1	9,5 ± 0,2	6,3 ± 0,7
18:1n7	1,2 ± 0,1	4,7 ± 0,3	0,6 ± 0,0	1,1 ± 0,1
altri	1,4 ± 0,1	0,3 ± 0,0	0,7 ± 0,3	2,7 ± 0,6
Monoinsaturi	14,8 ± 0,5	12,8 ± 0,3	12,6 ± 0,9	21,4 ± 3,6
16:2n6	4,7 ± 0,5	12,9 ± 1,0	0,7 ± 0,2	0,0 ± 0,0
16:3n3	11,3 ± 1,4	2,5 ± 0,0	0,0 ± 0,0	1,7 ± 1,4
16:4n3	0,0 ± 0,0	3,8 ± 0,1	0,0 ± 0,0	1,6 ± 1,0
18:2n6	9,5 ± 0,5	3,8 ± 0,3	1,1 ± 0,1	1,8 ± 0,3
18:3n4	0,0 ± 0,0	4,9 ± 0,4	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
18:3n3	16,5 ± 0,6	2,2 ± 0,1	0,2 ± 0,1	10,5 ± 2,1
20:4n6	2,7 ± 0,2	0,0 ± 0,0	6,2 ± 0,5	4,5 ± 0,3
20:5n3	1,5 ± 0,0	0,0 ± 0,0	19,3 ± 0,8	20,9 ± 3,0
altri	1,9 ± 0,0	6,7 ± 0,5	3,0 ± 0,3	2,6 ± 1,7
Poliinsaturi	48,1 ± 0,6	36,8 ± 0,2	30,5 ± 0,4	43,6 ± 8,2

Ben diversa la composizione nelle Chlorophyta: in *C. fragile* prevale il clerosterolo (84,6%) con accanto il 24-Z-etilidenlatosterolo (5,1%), mentre in *U. laetevirens* domina l'isofucosterolo (84,8%) seguito dal colesterolo (10,6%). I nostri risultati hanno permesso di isolare in alcune specie una distribuzione degli steroli caratteristica e ciò giustifica in taluni casi il ruolo che questi composti possono avere quali "biomarker" ambientali. Ad esempio in *C. fragile* non era mai stata riportata prima d'ora la presenza del 24-Z-etilidenlatosterolo, che é stato identificato inequivocabilmente sulla base dello spettro di massa. L' isofucosterolo è da considerarsi, inoltre, caratteristico dell'ordine delle Ulotrichales e la presenza di questo sterolo in numerose piante vascolari ci permette di supporre un ruolo ancestrale di questo ordine nell'evoluzione delle piante superiori (De Napoli *et al.*, 1982). Del resto, la diversità di composizione riscontrabile in questi, ma anche in altri ordini di Chlorophyta, può essere correlata al ruolo chiave che esse hanno nella scala evolutiva dei vegetali, al contrario delle Rhodophyta.

Prendendo in esame la composizione degli acidi grassi si può notare come nelle Chlorophyta prevalgano quelli a 14, 16 e 18 atomi di carbonio (Tab. 1). I saturi 14:0 e 16:0 raggiungono complessivamente in *C. fragile* il 33,6±0,8% e in *U. laetevirens* il 46,2±2,1%. Tra i poliinsaturi dominano tre acidi grassi a 16 atomi di carbonio (16:3n3 in *C. fragile* e 16:2n6 e 16:4n3 in *U. laetevirens*) e due a 18 atomi di carbonio (18:3n3 in *C. fragile* e 18:3n4 in *U. laetevirens*) che hanno un importante valore tassonomico essendo considerati peculiari di questo gruppo.

A caratterizzare invece le due specie di Rhodophyta, oltre alla presenza dei saturi 14:0 e 16:0 e dei monoinsaturi quali il 16:1n7 e 18:1n9, è l'elevata presenza di PUFA a 20 atomi di carbonio. Il 20:5n3 (EPA) raggiunge in *G. longissima* il 19,3±0,8% e in *P. sertularioides* il 20,9±3,0%, mentre il 20:4n6 (AA) rispettivamente il 6,2±0,5% e il 4,5 ± 0,3%.

Il valore del rapporto EPA/AA può assumere un interessante valore tassonomico; questi due acidi poliinsaturi sono sempre stati ritrovati in questo gruppo di alghe, anche se di volta in volta in percentuali diverse a seconda delle specie (Khotimchenko *et al.*, 1991).

Ringraziamenti

Si ringraziano i Proff. G. Bressan e G. Giaccone per l'identificazione e la Dott.ssa C. Pagnucco per l'estrazione e l'analisi dei campioni.

Bibliografia

DE NAPOLI L., MAGNO S., MAYOL L., NOVELLINO E. (1982) - Sterol composition of some mediterranean green algae. *Phytochem*., **21**: 1993-1994.

KHOTIMCHENKO S.V., VASKOVSKY V.E., PRZHEMENETSKAYA V.F. (1991) - Distribution of eicosapentaenoic and arachidonic acids in different species of *Gracilaria*. *Phytochem*., **30**: 207-209.

NEVENZEL J.C. (1989) - Biogenic hydrocarbons of marine organism. In: Ackman R.G. (ed), *Marine Biogenic Lipids, Fats and Oils,* CRC Press Inc., Boca Raton: 3-72.

NORZIAH M.H., CHING C.Y. (2000) - *Nutritional composition of edible seaweed Gracilaria changgi*. *Food Chem.,* **68**: 69-76.

Lavoro eseguito con contributo (60%) MURST, Roma e SINAPSI.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 899-900

G. Bombace

Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima, IRPEM – CNR, Largo Fiera della Pesca - 60125 Ancona, Italia.

PRESENTAZIONE DELLA TAVOLA ROTONDA

ROUND TABLE INTRODUCTION

***Key-words**: distant water fishery, Italy.*

La storia della pesca italiana oltre gli stretti (in una prima fase quasi esclusivamente atlantica) è una vicenda affascinante per lo spirito pionieristico ed imprenditoriale che l'ha animata. Non è questa la sede per raccontarvi questa storia che, nel suo periodo più antico (prima e dopo le due guerre mondiali), presenta qualcosa di avvincente come un romanzo di avventure. Vi dirò che questa incredibile storia, che data dal 1912 (quindi quasi un secolo), con penna commossa è stata raccontata dal sanbenedettese Ugo Marinangeli in un suo scritto intitolato " I pionieri della pesca atlantica". Il pezzo è pubblicato, assieme ad altri scritti, in una elegante edizione a cura dell'Ente Fiera della Pesca di Ancona, uscita in occasione del suo cinquantesimo anno di vita; la pubblicazione si chiama "Viaggio nel mondo della pesca" (1990).

Ma lasciamo questa fase mitica ed avventurosa e veniamo a quello che è accaduto in questi ultimi 30 anni.

Agli inizi degli anni 70', la flottiglia italiana da pesca oceanica è costituita da circa 80 navi; di queste unità:

- n. 15 hanno potenza motore compresa tra 400 HP e 950 HP;
- n. 55 hanno potenza motore che va da 1000 HP fino a 2000 HP;
- n. 10 hanno potenza motore superiore a 2000 HP.

Il processo di riduzione avvenuto negli anni seguenti si può così riassumere:

anni '70: n. 80 navi;
anni '80: n. 54 navi;
inizio anni '90 (1992): n. 48 navi;
fine anni '90 (1998): n. 34 navi;
2001: n. 23 navi.

Va anche detto che agli inizi del 2000 circa 40 navi risultavano confluite in Società miste. Di queste, quasi la metà operano nelle acque del Senegal, ma in Italia le sedi delle Società si trovano per la maggior parte a Mazara del Vallo e in parte a S. Benedetto del Tronto, Civitanova Marche, Martinsicuro, Ancona, Ravenna, Porto Garibaldi e, nel Tirreno, ad Anzio. C'è poi un piccolo gruppo di navi che opera nelle acque del Kenia, con Società miste aventi sede a Bari, ed infine ci sono le Società le cui navi svolgono l'attività di pesca in acque mediterranee. Così riscontriamo le unità che operano in acque tunisine, con Società che hanno sede a Mazara e a Marsala, e le due navi che operano in acque albanesi con Società aventi sede a Sciacca.

Come già accennato, agli inizi del 2001 la flottiglia da pesca oceanica italiana in attività è costituita da 23 unità che effettuano la propria attività di pesca in aree diverse da quelle in cui operano le navi delle Società miste. Si tratta delle acque della Guinea Bissau, della Guinea Conakry, della Mauritania ed anche dell'Oceano Indiano per la pesca del tonno.

In base a quanto riportato nel VI Piano Triennale della Pesca e dell'Acquacoltura,

la produzione di pesca ascrivibile a questa flottiglia ammonta, per il 1998, a poco più di 52.000 t di prodotto annuo, con un calo di 4.000 t rispetto al 1996.

Secondo l'ISTAT, la produzione della pesca oceanica, in questi ultimi anni, si sarebbe ridotta del 30%. Tuttavia risultano in costruzione nuove unità da adibire a questa attività.

A questo punto non possiamo non chiederci:

- Cosa succede nella pesca oceanica italiana?
- Come mai nel giro di 25–30 anni la flotta oceanica del nostro paese si è così drasticamente ridotta, passando da 80 a 23 unità?
- I fattori di decremento sono dovuti all'esaurirsi dei banchi tradizionali di pesca?
- Si è accresciuta la sovranità dei Paesi rivieraschi sulle acque delle proprie platee in seguito al Nuovo Diritto del Mare ed all'istituzione di Zone Economiche Esclusive (ZEE) (Conferenza di Montego Bay)?
- C'è un problema di prezzi del prodotto non remunerativi rispetto ai costi?
- Ci sono problemi di concorrenza con altre flottiglie e con altri mercati?
- C'è un insieme di tutti questi fattori?

Oggi si parla di costruzione di nuove navi per un tonnellaggio complessivo di 2.500 TSL, per cui mi viene spontaneo domandare: siamo sicuri che in questo difficile panorama internazionale queste nuove unità troveranno sbocchi di lavoro e di attività adeguate a sostenere i costi d'impresa? Perché non chiedersi, ad esempio, se le 23 unità rimaste non rappresentino la capacità di pesca equilibrata per le risorse di pesca oggi disponibili nelle platee frequentate? E' vero che il nostro è un Paese importatore di prodotti ittici, è vero che c'è un incremento della domanda e dei consumi pro-capite e quindi c'è la necessità di aumentare la produzione (da qui lo sforzo che si sta facendo in acquacoltura), ma quando le platee risultassero sovrasfruttate o chiuse a Paesi terzi, per l'estensione di giurisdizione degli Stati rivieraschi, bisognerebbe prendere atto che ogni incremento di produzione avverrebbe con costi e prezzi crescenti e con rischi per le imprese e per le stesse risorse biologiche.

Certo, a livello di pesca mediterranea, dove esistono problemi di risorse al limite di sovrasfruttamento e margini eccessivi di sforzo di pesca, in un quadro di domanda crescente è possibile pensare a strategie alternative volte allo sviluppo dell'acquacoltura e alla valorizzazione di specie massive, ma quali possono essere le strategie alternative per la pesca oceanica? Continuiamo a seguire la strada delle Società miste?

Per quanto riguarda il problema "tonno", credo che da parte nostra bisognerebbe fare uno sforzo di realismo: è inutile chiedere di aumentare la quota tonno assegnata all'Italia, se poi non riusciamo a coprire la quota o, peggio, non siamo in grado di dare i dati statistici sulle nostre catture.

E con le statistiche, sia per il caso del tonno che per la produzione mediterranea, non si può continuare a giocare e a far finta che tutto vada bene, perché i nodi del controllo e delle verifiche comunitarie si stanno stringendo sempre più (vedi Reg.to CE1543/2000).

A questi interrogativi dovremmo quindi cercare di dare una risposta.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 901-904

L. Giannini

Federpesca, Via Emilio de' Cavalieri, 7 - 00198 Roma, Italia.

LA PESCA OCEANICA ITALIANA, FRA TRADIZIONE E RILANCIO

THE ITALIAN DISTANT WATER FISHERY, BETWEEN TRADITION AND RELAUNCHING

***Key-words**: distant water fishery, Italy.*

Grazie Presidente e buonasera a tutti. Vorrei innanzitutto ringraziare la Società Italiana di Biologia Marina e per essa il suo Presidente, come pure l'amico Antonio Artegiani per essere stato in qualche modo promotore dell'incontro di questo pomeriggio. Immediatamente dopo vorrei ringraziare il Prof. Giovanni Bombace per aver voluto introdurre l'argomento in termini assolutamente interessanti, capaci di animare già un dibattito, che spero sarà il più possibile aperto e proficuo per l'occasione, ricorrendo alla sua consueta *vis polemica*, che ben si attaglia alle sue capacità dialettiche e alla sua indubbia fama scientifica.

Ora, per questi motivi, più che svolgere una vera e propria relazione, vorrei fornirvi un po' di elementi per passare al dibattito vero e proprio che, anche grazie alla presenza in sala di alcuni operatori del settore, potrà essere sicuramente di comune interesse. Vorrei partire dalla disamina fatta dal Prof. Bombace sull'evoluzione della flotta peschereccia oceanica italiana. Una flotta che effettivamente nasce immediatamente all'indomani del dopoguerra, parliamo dei primi anni '50, utilizzando soprattutto navi esistenti, acquistate nel Nord Europa, pescherecci oceanici impiegati in passato nei mari del Nord e immediatamente indirizzati da quei pochi, all'epoca si contavano sulle dita di una sola mano, imprenditori della pesca che dettero immediatamente impiego a queste unità sulle coste dell'Africa occidentale; essenzialmente in Marocco e in Mauritania, con risultati evidentemente così incoraggianti da indurre, a cavallo degli anni '60-'70, a dar vita ad un vero e proprio segmento di dimensione autonoma di pesca fino a pochi anni prima assolutamente sconosciuto all'Italia, anche come mentalità e come impostazione imprenditoriale, quindi economicamente organizzata dell'attività di pesca. Si deve quindi soprattutto a questa categoria di imprenditori la capacità, l'intuizione nell'organizzare l'attività di pesca in termini aziendalistici veri e propri.

Bene ha fatto il Prof. Bombace a ricordare la definizione del Marinangeli della pesca oceanica e il senso e la natura fortemente passionali che hanno indotto i primi imprenditori della pesca oceanica ad avventurarvisi - perché all'epoca effettivamente di avventura si trattava. Ci sono non aneddoti, ma storie di vita vissuta di un'intensità e di una tragicità notevolissime ubicate in quelle che all'epoca erano frontiere in qualche modo impossibili agli occhi di qualsiasi armatore della pesca italiana. Da quest'epoca di slancio, di passione, di intrapresa, si passa, immediatamente a cavallo degli anni '80 all'inizio di quello che si potrebbe definire un periodo di maturità del comparto; una maturità che coincide inevitabilmente con il progresso della legislazione in materia di diritto internazionale e di sovranità degli stati costieri, ma anche di organismi sovranazionali, sulle risorse marine. Un processo assolutamente ineludibile, che giunge continuamente ad ulteriori effetti: la Convenzione delle Nazioni Unite sugli stocks altamente migratori e gli stocks definiti "accavallati" o "condivisi" in qualche modo è dimo-

strazione concreta di quanto il diritto, o quanto meno la pretesa, degli stati costieri di affermare la titolarità delle risorse viventi del mare e sulle risorse minerali prospicienti le loro coste vada progressivamente avanzando fino ad interessare anche quelle risorse marine che non sono collocate immediatamente nella piattaforma continentale prospiciente ma, addirittura, sono estranee anche a questa. Questo ha determinato il duplice effetto di rendere costantemente più difficile l'accesso alle risorse da parte delle unità da pesca battenti bandiere diverse da quelle dello stato costiero e allo steso tempo ha determinato le condizioni per uno sfruttamento autonomo dello stato costiero rispetto a queste risorse. In realtà questo, in termini assolutamente generici, è il fenomeno che si è determinato, ma le cose, a ben vedere, poi non stanno esattamente così. Non stanno così perché, in realtà, le difficoltà di accesso alle risorse hanno riguardato essenzialmente alcuni paesi, alcune bandiere o alcune categorie di paesi ed è patrimonio comune di quanto l'Unione Europea sia impegnata nella stipula di accordi di pesca con paesi terzi, ma anche di quanto l'Unione Europea sia un pessimo negoziatore: tant'è che gli accordi di pesca stipulati dall'Unione Europea siano notoriamente più costosi, prevedano le possibilità di accesso più difficili e più onerose per gli armatori e determinino di fatto condizioni di accesso comparativamente meno interessanti rispetto al frutto dell'attività negoziale di altri paesi. Per portarvi solo qualche esempio i Coreani, i Cinesi, i Russi nel passato, i Giapponesi nel passato, sono stati negoziatori di gran lunga più efficienti rispetto all'Unione Europea, dando risultati in termini di possibilità di pesca meno onerose, più "liberali", in ogni caso più permissive alle proprie navi. Ciò ha determinato, a sua volta, conseguenze a caduta, nel senso che le flotte comunitarie, strette in ambiti particolarmente angusti, subivano sempre più la competitività di altre flotte; mi riferisco alla cinese, alla coreana, alla russa, libere da qualsiasi riferimento a principi di pesca razionale e di carattere conservazionistico, che di fatto hanno spogliato gli areali di questi paesi. Quindi, da una parte si incrementava la competitività di queste bandiere, allo stesso tempo determinando le condizioni di depauperamento che in qualche modo il Prof. Bombace richiamava; né, d'altro canto, gli stati costieri sono stati pronti, né probabilmente erano neanche nelle condizioni, di allestire capacità dimensionali proprie per sfruttare le risorse di pesca collocate nella piattaforma continentale e nella zona economica esclusiva che pure avevano dichiarato. Il risultato di tutto ciò è stata appunto la caduta di competitività, e quindi di produttività, di tutte le flotte comunitarie e particolarmente di quelle flotte comunitarie che dimensionalmente meno reggevano al confronto rispetto ad altre flotte pure appartenenti a paesi membri. L'adesione della Spagna all'Unione Europea ha portato con sé sì una parte degli accordi negoziati dal Regno di Spagna con alcuni dei paesi ACP e altri paesi terzi; dall'altra parte però ha anche portato con sé un aumento della capacità di pesca complessiva dell'Unione Europea che ha determinato poi quell'appesantimento della flotta comunitaria e conseguentemente anche dell'iniziativa negoziale dell'Unione Europea di cui oggi vediamo i frutti. Perché effettivamente nei settori produttivi, soprattutto in settori produttivi nei quali prevale l'aspetto in qualche modo organizzativo e industriale del processo, il principio "piccolo è bello" non vale. Il raggiungimento di una massa critica significativa allo scopo di installarsi in modo permanente presso paesi nei quali si opera, rappresenta in qualche modo una differenza che poi si traduce in capacità di determinare situazioni, le più convenienti, dalle installazioni di tipo logistico alla possibilità di concentrare momenti gestionali presso quei porti di sbarco, quelle basi logistiche nelle quali l'attività di pesca si svolge; ma anche alla capacità negoziale di proporsi con il paese costiero in termini di interlocutore stabile e in qualche modo portatore anche di interessi significativi. Questo purtroppo alla flotta italiana è mancato

ed è mancato molto più man mano che la Spagna ha assunto all'interno dell'Unione Europea il ruolo di leadership nella pesca oceanica e, più in generale, nella pesca.

Ora, qualche nozione sull'attuale situazione della flotta e su quelle che ne sono le prospettive; non prima però di avervi dato una descrizione di quelle che sono le aree di impiego della flotta oceanica italiana. La flotta oceanica italiana, oggi concentrata prevalentemente nelle acque dell'Africa occidentale, in realtà avendo conosciuto nel passato ben altri fasti. Negli anni '70 le basi di impiego della flotta erano essenzialmente l'Atlantico nord-occidentale - le acque degli Stati Uniti e della NAFO – e l'Oceano Indiano. Progressivamente, attraverso anche un'attività di diversificazione conseguente poi alla crisi dell'accordo di pesca tra l'Unione Europea e gli Stati Uniti, le aree si sono andate in qualche modo estendendo e l'estensione ha riguardato l'Atlantico sud-occidentale, quindi essenzialmente la zona circostante le Isole Falkland, e, ad Oriente, le acque dell'Oceano Indiano, andando anche ad includere la stessa zona economica esclusiva dell'India e, più recentemente, il Mozambico, il Madagascar e il Kenia; dall'altra parte, nell'Africa Occidentale, in Angola, in Guinea Bissau, a cavallo degli anni '80 fortemente concentrata anche in Nigeria e poi, più recentemente, in Guinea Conakri, in Mauritania e sperabilmente, se rimarrà qualche briciolo di un futuro, ipotetico quanto improbabile accordo comunitario, in Marocco. Come vedete, zone assolutamente diversissime quanto a morfologia, biologia delle specie viventi, tutte però caratterizzate in qualche modo dall'esistenza di specie commerciali di grande interesse per il mercato italiano, un mercato che il Prof. Bombace definiva giustamente deficitario proprio di quei prodotti della pesca. Ora, a me sembra assolutamente stimolante il riferimento ultimo del Prof. Bombace alle opportunità di pesca che le navi in corso di costruzione troveranno in questo panorama turbolento nel quale la flotta peschereccia italiana non rappresenta che una piccola goccia in mezzo a questo mare tempestoso. Effettivamente, vorrei dire, il problema esiste e gli imprenditori direttamente interessati agli investimenti in corso di realizzazione se lo sono posti, ma se lo sono posti in termini assolutamente microeconomici, perché a livello *macro* non saranno 2500 tonnellate di stazza o 8 unità in più che modificheranno il quadro complessivo di accesso alle risorse da parte delle flotte comunitarie, in presenza di flotte ben più consistenti e di interessi ben più significativi espressi da altri paesi. In termini microeconomici effettivamente il problema esiste ed è stato in qualche modo risolto dagli imprenditori italiani nella necessità di sostituire il capitale fisico che è confluito essenzialmente alle società miste e che, nel numero di 40, come è stato indicato dal Prof. Bombace inizialmente, va via via in qualche modo invecchiandosi ed é quindi destinato ad essere sostituito. In questi termini la sommatoria tra le capacità di pesca confluite in società miste e la capacità di pesca battente bandiera nazionale continua a mantenere una sua invarianza e quindi il problema di individuare le possibilità di pesca in termini assolutamente biologici per questo tipo di unità, nel numero e nella dimensione che è oggetto oggi di investimenti, non sussiste.

Sussiste invece il problema di svincolare il più possibile questa dimensione della flotta europea da quelli che sono i processi tipici e le categorie scientifiche applicate normalmente alla generalità della capacità di pesca perché, se mi sembra in qualche modo doveroso da parte della ricerca scientifica occuparsi delle possibilità di impiego di questa categoria di naviglio, preoccupandosi responsabilmente dello sfruttamento di risorse ubicate al di fuori del Mediterraneo e al di fuori delle acque che ricadono naturalmente nello sforzo di pesca italiano, dall'altra parte dobbiamo anche in qualche modo prenderci cura di quale possa essere l'evoluzione naturale della flotta peschereccia italiana. La spinta proattiva nella direzione della pesca responsabile, di uno sviluppo

compatibile della pesca italiana ed europea in senso più complessivo, non può che farci anche riflettere su quanto la pesca oceanica impatti sull'ambiente, a fronte soprattutto di una pesca costiera o anche di una piccola pesca che invece attinge a risorse immediatamente ubicate nelle zone più fragili dell'ambiente marino nelle quali avviene la riproduzione e il primo accrescimento di taglia. A fronte, invece, delle attività condotte dalla pesca oceanica, che vengono esplicate essenzialmente in acque profonde e quindi in una situazione di pericolo ambientale fortemente ridotto.

Di qui l'invito ad un lavoro il più possibile sinergico tra il mondo della ricerca e il mondo delle imprese impegnate in questo tipo di pesca, affinché si trovino insieme le ragioni da proporre essenzialmente al negoziatore principale, all'Unione Europea, a fronte di una richiesta della flotta peschereccia italiana di mantenere un ruolo, ancorché minimo, soprattutto in termini comparati rispetto ad altri paesi dell'Unione. Qualche esperimento lo abbiamo tentato nei mesi scorsi con biologi associati alla vostra Società, devo dire non con risultati particolarmente brillanti, lì dove avevamo in qualche modo tentato di proporre all'Unione Europea un programma autonomo di impiego della flotta peschereccia oceanica italiana in acque del tutto estranee alla competenza comunitaria e anche in parte, estranee all'ambito degli accordi stipulati dall'Unione Europea. Un progetto che puntualmente si è perso nei meandri del Comitato Tecnico-Scientifico della Commissione Europea e che di lì mai è venuto fuori, senza nemmeno un commento. Con questo invito ad una collaborazione il più possibile sinergica e il più possibile univoca evidentemente nel rispetto dei ruoli, innanzitutto dell'autonomia scientifica del mondo della ricerca italiano, ma d'altra parte anche nel comune intento di mantenere un minimo di significatività di questa pesca italiana nell'ambito del panorama comunitario, ripasserei la parola al presidente ringraziandolo ancora di questa meritevolissima iniziativa.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 905-906

P. Conte

Direzione Generale della Pesca, Ministero per le Politiche Agricole e Forestali, Viale dell'Arte, 16 - 00144 Roma, Italia.

SVILUPPO E PROSPETTIVE DELLA PESCA OCEANICA ITALIANA

DEVELOPMENT AND PERSPECTS OF THE ITALIAN DISTANT WATER FISHERY

Key-words: *distant water fishery, Italy.*

Buonasera a tutti. Ho ascoltato con attenzione sia l'introduzione del Prof. Bombace, sia quella di Giannini. La disamina che è stata portata avanti sulle problematiche della pesca oceanica, è una disamina giusta e le cause sono tutte quelle che sono state elencate. Io mi permetterei anche di aggiungere qualche altra causa. Debbo infatti ricordare una scarsa attenzione da parte della Comunità Europea verso i problemi della pesca oceanica, perché la Comunità Europea, fino a quando non è entrata la Spagna, non è entrato il Portogallo, cioè i paesi del Sud Europa, ha seguito una politica prettamente dominata e influenzata dai paesi del Nord Europa. Io partecipavo, allora, a seguito anche dei vari Ministri della Marina Mercantile, alle riunioni del Consiglio dei Ministri di Bruxelles. In quella sede dovevamo fare uno sforzo enorme per far mettere all'ordine del giorno i problemi della pesca oceanica, perché le riunioni lunghissime, estenuanti, fino alle tre del mattino, si combattevano sulle quote di pesca dei Mari del Nord; per cui a margine, alle due di notte, quando forse tutti erano stanchi e dovevano ritirarsi, si riusciva a parlare e a spingere la Comunità Europea a parlare, a discutere degli accordi di pesca che noi chiedevamo di introdurre verso i paesi dell'Africa o altri paesi del mondo che interessavano le nostre flotte. Quindi, senz'altro, una scarsa attenzione della Comunità Europea. Non diciamo questo perché è facile criticare la Comunità Europea che non è presente qui oggi, però questa è una realtà che tutti conosciamo. Una seconda, un'altra motivazione aggiunta, un altro dato di fatto più che una motivazione, che anche qui tutti conoscono, è stata la politica seguita in certi anni dalla Commissione Europea e dei vari commissari preposti alla pesca. In qualche tempo alcuni paesi, al contrario dell'Italia, hanno ricevuto un'attenzione maggiore sui loro problemi. Vorrei solo ricordare il registro bis che aveva la Spagna dove erano inserite le barche che partecipavano agli accordi di pesca con i paesi extracomunitari. Per cui, certamente la Spagna ha costruito una flotta oceanica molto più potente, molto più numerosa della flotta italiana e quando poi si andavano a fare gli accordi di pesca, con i paesi esteri l'Italia, che aveva navi vecchie ed obsolete, si trovava in svantaggio rispetto ad altri paesi quali la Spagna in possesso di navi nuove e moderne. Adesso la politica comunitaria della pesca, con l'entrata anche dei paesi del Sud Europa, nonostante il peso delle loro flotte, ha almeno prodotto un'attenzione maggiore della Comunità Europea verso la pesca oceanica.

Anche la pesca oceanica ha le sue difficoltà e vi voglio ricordare che anche la pesca oceanica ha una valenza molto importante per il nostro paese. Basta ricordare il rifornimento che ha il nostro paese dalla flotta oceanica. Le difficoltà che abbiamo noi, nei nostri mari, possono essere compensate in parte dal prodotto che viene dalla pesca

oceanica. Certamente, ecco, anche Giannini ha detto "Qual è l'evoluzione, quale può essere l'evoluzione della nostra flotta nel futuro?" E' vero che abbiamo anche ammodernato questa flotta, ricordo che ci sono navi costruite – recentemente ferme per il blocco delle costruzioni imposto dalla Comunità Europea, ma che adesso speriamo al più presto di riuscire a superare. Ma comunque il futuro della nostra flotta oceanica è un futuro che deve cercare di riconquistare qualche posizione perduta, deve cercare di riconquistare dei mercati. E' logico che, come diceva Giannini, ci vuole una sinergia fra la ricerca, fra le imprese di pesca e l'Amministrazione, che deve fare la sua parte: accompagnare questo processo e cercare anche di appoggiarlo nelle sedi competenti. La flotta oceanica deve cercare senz'altro di imporre anche la sua presenza in qualche zona dove noi non siamo presenti. Anche qui, l'Amministrazione deve fare un'azione presso la Comunità Europea perché queste nuove navi che adesso dovrebbero entrare in esercizio e le altre, perché ricordiamo che nel segmento oceanico siamo in credito, possono trovare il loro sbocco. Però, per costruire nuove navi certamente occorrono delle zone di pesca, occorrono degli accordi, occorre che la Comunità Europea si faccia carico di questa esigenza dell'Italia.

Si è parlato di pesca responsabile, pesca compatibile – certamente – questo me lo ricordo anche perché sono stato un anno fa ad una riunione della FAO e questo è un problema che viene portato sempre avanti. I nostri esperti lo sanno meglio di me, che questo aspetto deve anche cercare di contemperarsi con le esigenze della nostra flotta, le esigenze dei mercati; quindi, va cercato tutti insieme di trovare delle soluzioni che siano le migliori perché questo segmento importante della nostra flotta possa trovare il suo sbocco naturale. Io, pensando all'azione della nostra Direzione Generale, posso senz'altro affermare che la nostra Amministrazione è tesa anche a cercare di trovare questi nuovi sbocchi e a cercare di spingere sulla Comunità Europea. Ecco, il tentativo che stiamo facendo per il Marocco, cui ha accennato Giannini, è un tentativo molto importante per riuscire ad inserirsi anche in questo paese. E quindi non è facile, perché ci sono posizioni già conquistate da altri, per cui l'azione deve essere un'azione comune, deve essere un'azione coordinata, perché possa portare gli sviluppi migliori per questo tipo di pesca. Io vi ringrazio, comunque sono qui ad ascoltare anche gli altri relatori. Non voglio trattenervi ancora, grazie.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 907-927

F. DOUMENGE

Directeur du Musée océanographique de Monaco, Avenue Saint Martin, Monte Carlo, Principato di Monaco.

DU "SUICIDE" DE LA BONITE (350 $ LA TONNE) A LA FOLIE DU THON ROUGE (800 $ LE KILO), L'ECLATEMENT DU MARCHE THONIER. QUELLES PERSPECTIVES POUR LES PECHES?

DAL SUICIDIO DEL TONNETTO STRIATO (KATSUWONUS PELAMIS) *(350 $/MT) ALLA FOLLIA DEL TONNO ROSSO* (THUNNUS THYNNUS) *(800 $/KG), L'ESPLOSIONE DEL MERCATO TONNIERO. QUALI PROSPETTIVE PER LA PESCA?*

Abstract

The great increase of tunas catches recorded in the last few years in the Pacific and Indian Ocean is due for the most part to the implementation of fishing technics and technology, such as the massive use of Fish Aggregating Devices (FAD) and satellite for detecting the SST, resulting in a more marked capability of following the seasonal migration of fish school. This increase heavily affected the quotation of most tuna species on the international markets, causing a sudden stop to the fishing operations. To complicate this scenario, great importance assumed the natural fluctuations of fish stocks due to the El Niño/La Niña, which brought to high productivity fishing seasons, followed by years of great scarcity of resources.

This combination of natural and human factors stressed the need of strong international regulations for preserving both fish stocks from overexploitation and markets from depreciation, with the most possible profitability.

About this a detailed account is given of the general organisation of the Japanese tuna market, the most important in the world. Fish demand presents great seasonal variations; each species has a base quotation, depending on abundance, fish size, level and type of preservation (fresh or frozen) and quality of fish lots. The offer only partially derives from the national production; in fact a great amount of fish is imported from all around the world by the mean of a complex system of commercial pathways, involving many country of the South East Asia and Pacific area.

Consequentely the prices can rise up to incredible levels (i.e. 800 $/kg achieved for bluefin tuna) or suddenly fall down to the lowest quotation (i.e. 350 $/Mt for the skipjack tuna).

All considered, it is clear that the great fishing industry has to submit to a more global management plan, in order to avoid the saturation of markets and the consequent depreciation of fish quotations. At the same time, a decrease in the exploitation of resources, especially of tuna species traditionally consumed as fresh products, will avoid the depletion of the fished stock, allowing to preserve the largest fish, which are more suitable for the markets.

Probably we are going towards a new course, based upon the quality of products more than an increasing of production, considering also the great importance of the monetary courses and future implementation and developement of aquaculture.

Key-words: *tuna fishery, El Niño.*

Introdution

Depuis le début de l'an 2000, les tendances à l'éclatement du marché thonier se confirment sous l'influence convergente des ajustements monétaires, de l'augmentation du rendement de la pêche industrielle et des blocages des mécanismes régulateurs dans le secteur de la conserverie. Ceci a entraîné de multiples conséquences, en particulier dans la définition des stratégies de principaux secteurs de la production.

Tout d'abord, dès l'été de l'an 2000, sous l'effet de l'augmentation des rendements des senneurs industriels pour l'ensemble de l'Indo-Pacifique, la saturation des stocks

conduit à l'effondrement du cours de la bonite qui tombe, à la fin du troisième trimestre et au début du quatrième, jusqu'au niveau de 350 $ la tonne. L'ensemble des armements ne peut plus obtenir une rentabilité convenable. L'organe professionnel spécialisé qui fait autorité, le *Fishing News International*, peut alors valablement parler, dans son numéro de décembre 2000, de suicide de la pêche bonitière, amplement démontré par la considération de la courbe des cours dans les dernières années. Il a donc fallu, dans l'urgence, trouver des moyens pour enrayer ces mécanismes mortels et provoquer un retournement de tendance qui semble maintenant être acquis.

C'est dans cette conjoncture d'effondrement des cours du principal produit de la pêche industrielle que l'on a eu l'incroyable surprise de voir des enchères vertigineuses faire bondir les prix du poisson du sashimi jusqu'au niveau jamais atteint de 100 000 yens le kg pour un poisson de plus de 100 kg sur le marché de Tsukiji à Tokyo le 5 janvier 2001. Loin d'être un phénomène isolé, cette tension des cours des poissons de qualité supérieure est confirmée par l'examen du fonctionnement des marchés à la fin de l'année 2000 et au début de 2001 en ce qui concerne les thons consommés en frais, aussi bien au Japon qu'en Amérique du Nord.

Dans les arbitrages à venir, il faut, par ailleurs, tenir compte des écarts sensibles dans les variations monétaires qui peuvent, en quelques semaines, accorder des plus-values ou provoquer des pertes de 10 à 20% suivant les places de vente et celles d'achat.

I – Progrès des rendements des senneurs industriels et effondrement du marché du listao

La relation directe entre les progrès continus enregistrés depuis 1995 dans le rendement des senneurs apparaît comme la cause principale de la saturation du marché de la matière première des conserveries thonières.

Ces progrès résultent de la convergence de deux facteurs:

- L'augmentation des rendements des coups de senne grâce à la généralisation de l'utilisation des engins concentrateurs (F.A.D.) et l'amélioration constante de leur efficacité par la sophistication de leur structure et une meilleure précision de leur localisation (Legal *et al*., 2000).

Désormais, plus des ¾ des prises des senneurs congélateurs industriels proviennent de coups de senne qui nécessitent un accroissement constant de la dimension du filet, de la puissance de l'embarcation et de ses capacités de congélation pour traitement et stockage des prises assurant la conservation avant l'avarie du poisson.

- Une meilleure appréhension des relations entre l'hydroclimat océanique intertropical et la localisation de la ressource de surface.

Des progrès spectaculaires ont été enregistrés dans les marées des senneurs congélateurs grâce à une stratégie prévisionnelle d'exploration des champs de pêche améliorée par les connaissances des relations entre les variations saisonnières ou inter annuelles du climat océanique et la localisation des bancs superficiels de listao et de jeunes classes d'albacore Dakar.

Dans l'océan Indien, les saisons sont désormais nettement caractérisées: janvier, février: Sud-Est des Seychelles; fin février et mars: Nord-Ouest des Seychelles; mars, avril, mai: canal de Mozambique; juin à octobre: retour au Nord-Ouest des Seychelles et surtout concentration au large de la Somalie.

Ce schéma classique est perturbé sous l'influence de l'El Niño qui, dans la seconde année, étend le champ de pêche loin à l'Est des Chagos et jusqu'aux parages de l'Indonésie à la suite de la dérive des eaux chaudes de surface.

Mais c'est dans le Pacifique Ouest équatorial que les oscillations de l'ENSO ont été le mieux adaptées à une stratégie de l'exploitation de l'énorme stock de listao lié à la

lentille des eaux superficielles les plus chaudes (warm pool de plus de 29°C).

Le déplacement longitudinal des eaux chaudes de la warm pool durant les événements El Niño et La Niña ont des conséquences importantes sur la distribution des stocks de thons de surface (bonite, jeunes albacores Dakar) qui fournissent les captures des senneurs industriels. L'augmentation des captures dans le Pacifique central accompagne l'extension des eaux chaudes vers l'Est pendant El Niño. Le phénomène s'inverse pendant La Niña (Lehodey, 2001) – (Fig. 1).

La plus grande partie des captures de surface est réalisée dans la bande équatoriale (5°N – 5°S). En agrégeant les données dans cette zone et en reportant leurs positions en

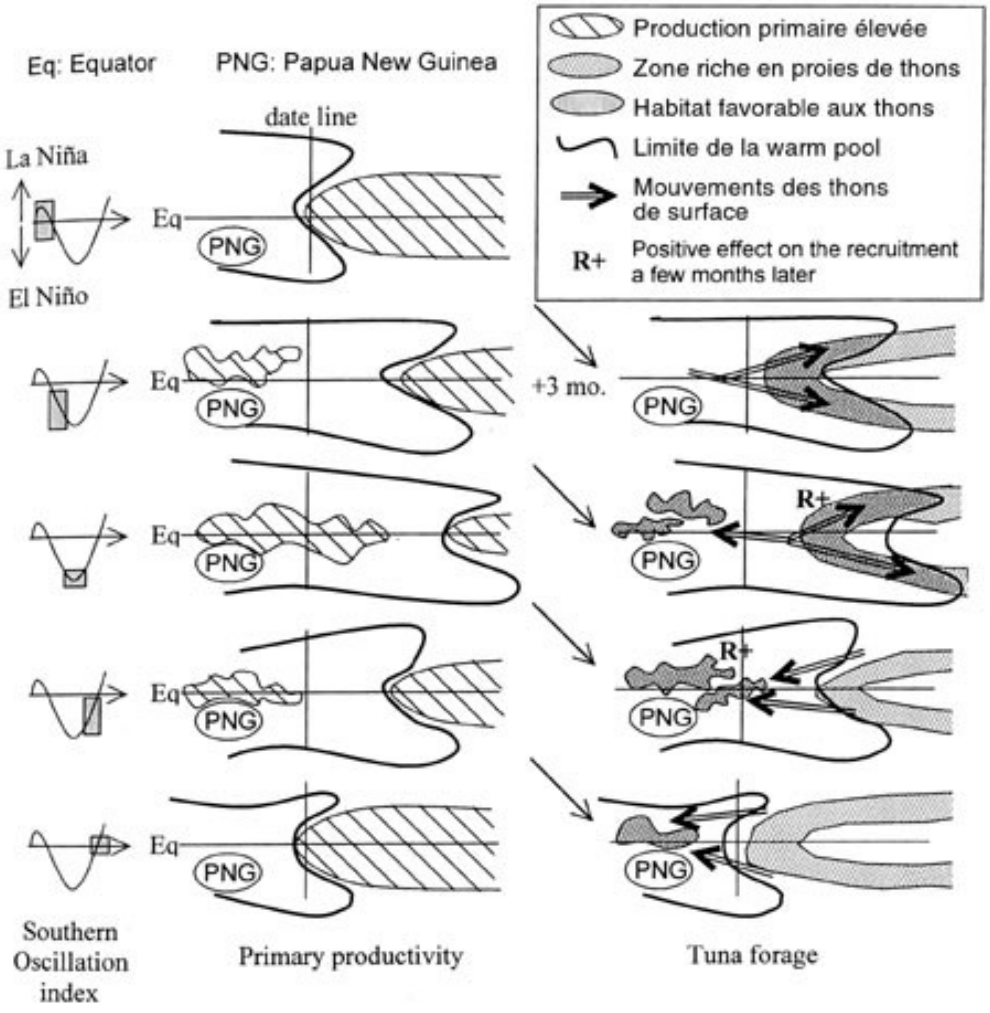


Fig. 1 - Evolution des zones de forte productivité primaire et balancement des champs de pêche du listao durant un cycle El Niño–La Niña (d'après Lehodey, 2001).

Evoluzione delle zone di forte produttività primaria e spostamento delle aree di pesca del tonnetto striato durante un ciclo El Niño – La Niña (da Lehodey, 2001).

fonction du temps, on observe clairement le mouvement des zones de fortes captures. Ces déplacements apparaissent statistiquement corrélés à ceux du bord Est de la warm pool (isotherme 29°C) et à l'indice SOI utilisé pour identifier les évènements El Niño et La Niña.

Avec le développement d'un El Niño, le système superficiel d'agrégation des stocks se déplace vers l'Est. Une partie de la production des proies des thons (anchois) qui s'est développé au cours des mois précédents pénètre dans les eaux chaudes et claires de la warm pool s'étendant vers l'Est. Cette bande, le long du bord Est de la warm pool, est très favorable à la prédation et une partie du stock de thons en suit le déplacement. Le système de convection atmosphérique s'étant également décalé vers le Pacifique central, la nouvelle circulation atmosphérique entraîne des vents plus forts dans le Pacifique Ouest qui favorisent la production primaire dans cette région. Dès que le déplacement vers l'Est s'arrête et s'inverse, le bord Est de la warm pool devient moins attractif car le déplacement vers l'Ouest de l'ensemble du système "warm pool–cold tongue" limite l'enrichissement potentiel de la couche de surface. En revanche, la région Ouest entre Indonésie et Papouasie – Nouvelle Guinée a développé, dans les mois qui ont suivi l'accroissement de production primaire, une biomasse plus importante de zooplancton et d'organismes des proies pour les thons. L'attractivité de cette région augmente donc et entraîne le retour rapide des thons dans la région dès que le déplacement vers l'Est de la warm pool s'interrompt.

Cette stratégie de pêche fondée sur des prévisions cohérentes (Fig. 2) a largement bénéficié aux senneurs des USA, de façon moins évidente aux Asiatiques (Japonais, Sud-Coréens et Taiwanais), et elle explique le grand intérêt pour cette pêcherie montrée par les Espagnols dès 1999 et plus récemment par les Français.

- L'accroissement de la production, grâce à une exploitation plus rationnelle des stocks, nécessite une régulation si l'on veut éviter l'effondrement du marché.

L'augmentation des apports provoque une première dépression des marchés dès le début du second semestre 1999. Des mesures de limitation des prises parvenaient cependant à stopper l'effondrement des cours à la fin de 1999. Mais le retour à une liberté concurrentielle de la pêche au début de l'an 2000 se révélait rapidement contre productive sur le plan économique. Les transactions se bloquant alors avec des cours inférieurs à 350 dollars US la tonne pour le skipjack des conserveries à l'automne 2000.

Les armateurs des senneurs congélateurs industriels doivent alors se résoudre dans l'urgence à des mesures rigoureuses sans précédent.

Le 1er décembre 2000, une réunion des armateurs de grands senneurs congélateurs, tenue à Manille, décide d'arrêter la pêche pour au moins 30 jours ou de procéder à une réduction de 35% de l'effort de pêche. Les armateurs des USA désarment à la pêche jusqu'en février pour, ensuite, reprendre avec un minimum d'arrêt de 3 semaines entre chaque marée. Les armateurs sud-coréens désarment leurs senneurs à partir du 1er janvier ; les Espagnols opérant dans le Pacifique bloquent leurs bateaux au port durant 3 semaines après les deux marées à venir, tandis que les bâtiments opérant dans l'Atlantique et l'océan Indien doivent désarmer pour 3 mois après leur rentrée à partir du 1er janvier 2001. Les armateurs français d'Orthongel limitent leurs prises à 7500 kg par bateau à partir du 14 novembre 2000. L'Équateur et les pays de l'ATTC pêchant dans l'Est Pacifique interdisent l'usage des F.A.D. et programment une baisse de 20% de leurs prises de listao.

Dès le mois de janvier 2001, les apports baissent de 20 à 40% selon les secteurs et les cours se redressent aux voisinages de 500 $ la tonne pour le listao.

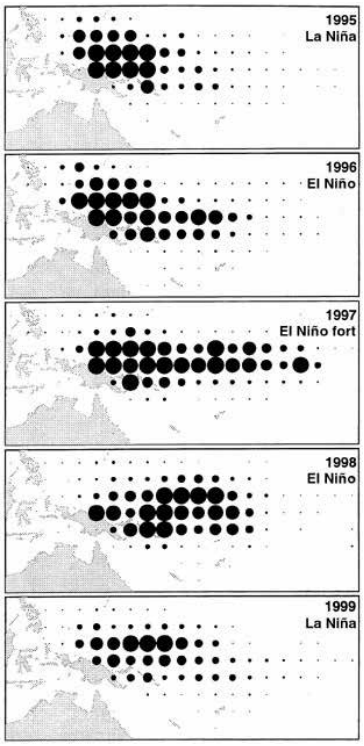


Fig. 2 - Répartition géographique de l'effort de pêche des senneurs en fonction des situations El Niño–La Niña.

Distribuzione geografica dello sforzo di pesca delle tonnare volanti in funzione delle situazioni El Niño – La Niña.

Une nouvelle réunion à Manille, le 29 janvier, prolonge les mesures de restriction des prises et de désarmement des bâtiments jusqu'au 31 mars 2001.

En février, le listao congelé pour les conserveries s'écoule à 700 – 800 $ la tonne, redonnant une marge de rentabilité commerciale à la pêche de surface.

La troisième réunion, tenue le 2 mars 2001 à Guayaquil constate le redressement de la situation mais décide de poursuivre une période d'observation et de contrôle jusqu'en juin.

Désormais, il faut tenir compte, dans une régulation à long terme, des potentialités accrues des prises en fonction des fluctuations de l'ENSO dès qu'elles s'annoncent. Une corrélation entre les variations de l'hydroclimat océanique de la zone intertropicale et la stratégie de la pêche de surface se révèle indispensable pour la régulation des apports sans laquelle ni les armements, ni les conserveurs, ne pourront espérer connaître une rentabilité durable.

Dans cette perspective, l'année 2001 devrait enregistrer une baisse de la productivité du listao dans les eaux chaudes de la bande équatoriale. Il devrait s'en suivre une résorption des stocks et un raffermissement des cours. Ce scénario pourrait se poursuivre en 2002 à condition que l'on ne voit pas s'établir un nouveau cycle qui viendrait répéter l'épisode 1996-1999.

Il y a donc le plus grand intérêt à essayer d'anticiper les plans de gestion des senneurs congélateurs en fonction des prévisions de l'évolution de la situation hydro-climatique susceptible de s'établir dans un délai d'un an à 18 mois (Doumenge, 1999).

II – Fonctionnement du marché japonais du thon frais en 2000

Dans cette conjoncture de crise du marché international pour les apports thoniers destinés à la conserverie, le fonctionnement du marché de consommation japonais s'est affirmé une fois de plus comme le seul recours pour obtenir des cours rémunérateurs, avec un change de 110 à 120 yens pour 1 US $, à condition d'être capable de présenter des produits de haute qualité pour lesquels les gros poissons bénéficient d'une prime substantielle.

La pressions sur les cours des produits de la pêche thonière s'est avant tout traduite par la poursuite d'une sélection de plus en plus stricte n'assurant un débouché que pour le premier choix et déclassant à des prix de misère de quelques centaines de yens au kilo tous les sujets trop petits ou trop malmenés durant les opérations de pêche ou de conservation.

Malgré la tendance au développement des transactions de gré à gré et à l'achat direct par les chaînes de magasins de grande surface auprès d'armateurs ou d'importateurs placés sous contrat, le rôle indicateur du marché de Tsukiji (Tokyo) s'est maintenu pour le thon rouge et le patudo (Big eye) frais, tandis que Nagoya confirmait sa place pour l'albacore Dakar (Yellow fin). Progressivement, les marchés d'Osaka et de Sapporo élargissent leur audience.

Au contraire, pour les produits congelés de la pêche nationale, Yaizu et Misaki sont de plus en plus concurrencés par la place de Shimizu qui concentre l'essentiel des transactions des grands armements nationaux, aussi bien qu'étrangers. Parmi toutes les spécificités de la tradition alimentaire nippone, l'usage général et persistant de l'assaisonnement par des copeaux de katsuobushi (filets de listao réduits par dessiccation après moisissage suivi de fumaison ; Doumenge F., 1998), permet de maintenir une importante flottille de canneurs à l'appât vivant qui est assuré d'obtenir un cours rémunérateur pour 200 000 t de bonites.

Pour le thon de consommation courante, ce sont les produits congelés de la pêche palangrière sous pavillon national (221 000 t) ou sous pavillon étranger (à majorité taiwanais et sud-coréens, 249 000 t) qui s'écoulent sans gros écarts de cours qui augmentent régulièrement en prévision des fêtes de fin et de début d'année, et de la « Golden week » de mai, et qui sont régularisés par une politique subtile de gestion des stocks dans de grands frigorifiques portuaires et à bord des bâtiments de servitude ou de pêche maintenus à quai ou tenus en mer par des rotations ralenties.

Le vrai jeu du marché qui intéresse à la fois la pêche nationale et le commerce international se limite, en réalité, aux transactions qui portent sur un peu moins de 100 000 t de thons frais.

Pour l'année 2000, le marché du thon frais de sushi et de sashimi a été de 94.167 t fournies à concurrence de 28,4% (26.623 t) par la pêche nationale et par 71,6% (67 544 t) par des importations empruntant exclusivement la voie aérienne.

C'est le fonctionnement et les perspectives de ce marché, dont la valeur l'emporte sur tous les autres secteurs, qui assure le maintien d'une série de petits armements spécialisés dans l'archipel japonais, mais aussi dans bien d'autres régions (Micronésie, Indonésie, Philippines, Malaisie, Sri Lanka, Australie et Nouvelle-Zélande, mais aussi Méditerranée, Provinces maritimes canadiennes et Nouvelle-Angleterre, etc.) C'est essentiellement grâce à ce marché qu'ont pu s'organiser des élevages d'engraissement de thon rouge en Australie, Californie mexicaine , Espagne, Croatie, Malte (Doumenge F., 1996 et 1999).

Dans tous les cas, ce sont les produits de la pêche fraîche japonaise qui font prime, leur fraîcheur et leur conditionnement leur procurant un avantage déterminant qui se

traduit par des cours supérieurs de 20% à 50% à ceux des importations des mêmes espèces et du même poids.

Cependant, quelles que soient les provenances, les exigences du marché sont toujours très strictes. Il n'est pas rare de voir des lots de thons frais japonais rester invendus. Retirés des enchères, ils seront bradés à vil prix à moins que l'on ne tente de les proposer ailleurs le lendemain ou le surlendemain.

Le rôle de la production fraîche japonaise est très différent suivant les espèces (Tab. 1).

Tenant une position majeure pour le thon rouge, elle est secondaire par rapport aux importations pour le patudo (Big eye) et surtout pour l'albacore Dakar (Yellow fin).

Le thon rouge du Pacifique Nord reste, par excellence, le poisson noble que l'on capture grâce à une infinité de techniques et pour lequel on met de plus en plus la pratique de l'engraissement par stabulation en cage de sujets juvéniles capturés à la senne tournante.

L'archipel japonais bénéficie d'une situation très favorable pour l'exploitation de la population du thon rouge du Nord Pacifique. La principale zone de reproduction de l'espèce se situe au Sud-Ouest de l'archipel, en mer de Chine orientale. Suivant les classes d'âge, le stock des juvéniles susceptibles d'être atteint par les pêcheurs de Kyushu (en particulier des archipels de Amami Oshima et des îles Oki) et ceux de la façade pacifique de Shikoku varie de 3 à 6 millions de sujets (Itoh, 2001). Au cours du cycle trophique, une bonne partie du stock se tient sur le front Oyashio Kuroshio où la nourriture abonde (sardines, anchois, maquereaux, chinchards, saury, encornets), une autre partie se déplace le long du littoral de la mer du Japon pour gagner le Pacifique par le détroit de Tsugaru entre Honshu et Hokkaido.

Dans le Pacifique Nord, certaines classes d'âge ont un cycle migratoire circulaire de 3 à 5 ans qui les conduit jusqu'aux côtes californiennes des USA et du Mexique mais la plupart se contentent d'accomplir un large gyre dans le Centre Nord Pacifique où abondent les céphalopodes pélagiques pour revenir ensuite participer au cycle reproducteur à proximité du continent asiatique (Inagake *et al*., 2001).

Il y a donc de multiples possibilités d'exploitations d'un peuplement qui semble susceptible de supporter des prélèvements par des techniques appropriées au comportement propre aux différents stades du cycle biologique.

La population juvénile immature est facilement atteinte par les petits senneurs qui capturent des bancs de sujets de petite taille (2 à 6 kilos) de la classe O souvent mélangés avec d'autres prédateurs de même taille (bonites, sérioles, carangidés, etc.). Ces prises, souvent abondantes en fin d'hiver et au printemps au Sud-Ouest du Japon, déciment le stock sans profit car le jeune thon est bien trop petit pour le marché du sashimi.

Une perspective intéressante de valorisation par l'engraissement en stabulation en cage des thons rouges de la classe 1 ou 2 est apparue depuis quelques années. Les progrès remarquables enregistrés depuis 1996 (Doumenge F., 1996 et 1999) permettent d'approvisionner les marchés avec environ 1.900 t de thons de 25 à 50 kilos en 2000.

La véritable exploitation du stock trophique se fait au large des côtes de Tohoku sur le front Oyashio – Kuroshio. Généralement, une trentaine de senneurs hauturiers quittent la pêche industrielle des petits pélagiques pour armer à la grande senne thonière de mi-mai au début septembre. Cette flottille appuyée par des bâtiments de transport et de servitude est principalement basée à Shiogama (port le plus proche de Sendai, capitale de la région). Les campagnes sont très aléatoires, à la fois, en prises qui d'une année à l'autre peuvent varier de quelques milliers de tonnes à plus de 15.000 t et en taille des thons qui vont de 15 kg à 85 kg et plus.

L'abondance et la qualité de cette pêche dominent le marché japonais au moins de fin mai à début septembre. Pour l'année 2000 (Tab. 1), les débarquements aux principales criées japonaises ont été comptabilisées pour 7.285 t dont 5.934 t pour juin-juillet et août, alors que pour cette même période l'importation de thon rouge frais n'a atteint que 625 t (Tab. 2). Mais si l'on tient compte du cours du marché, les 5.934 t de thon de senne ne valant guère que 1.100 yens le kilo ne représentent pas plus que les 625 t de gros thons du Nord Atlantique qui coûtent plus de 10.000 yens le kilo car il s'agit de poissons géants de 250 à 450 kilos pièce. A cette pêche des senneurs d'été, il convient d'ajouter quelques dizaines ou centaines de tonnes qui peuvent être prises en début d'année au large de Kyushu si l'on peut intercepter quelques bancs de sujets en tout début de maturité sexuelle.

Les prises des senneurs hauturiers alimentent largement le marché en produits bon marché accessibles à tous. Mais le négoce de qualité qui constitue le véritable centre d'intérêt pour le thon rouge est alimenté par des voies multiples et diverses, difficiles à quantifier car il s'agit de productions toujours limitées à un petit nombre de poissons valant souvent très chers.

Une provenance assez régulière vient des prises des grands pièges côtiers (Teichi Ami) dont la structure est analogue aux madragues de la Méditerranée. Ces grandes installations ont, pour la plupart, disparu de la façade atlantique où elles occupaient bien des sites stratégiques à proximité des caps qui attirent les bancs pélagiques migrateurs en déplacement. Elles se maintiennent par contre sur la façade de la mer du Japon où elles prennent surtout des sérioles et des scombridés. Mais la partie du stock trophique de thons rouges qui suit le courant de Tsushima pour gagner le Pacifique par de détroit de Tsugaru va parfois se rapprocher des caps et s'engager même dans les baies. Cela

Tab. 1 - Débarquement et prix â quai des thons frais japonais (42 ports principaux). Année 2000.
Sbarchi e prezzi in banchina dei tonni freschi giapponesi (42 porti principali). Anno 2000.

	Thon rouge / Blue fin		Patudo / Big eye		Albacore Dakar / Yellow fin	
	Tonnes	Yens/kg	Tonnes	Yens/kg	Tonnes	Yens/kg
Janvier	9	3233	384	1407	526	772
Février	122	1850	491	1025	585	723
Mars	14	5995	429	1186	648	861
Avril	90	4425	269	1071	522	936
Mai	969	1311	423	481	1450	469
Juin	2157	1029	259	586	1474	459
Juillet	2046	1283	235	888	583	663
Août	1731	1008	514	1519	1312	536
Septembre	382	1342	683	1881	249	722
Octobre	17	1692	964	1936	245	933
Novembre	35	1358	926	1901	266	1033
Décembre	5	3617	890	1865	297	1248
Total	7579	1215	6466	1508	8157	659

donnera des prises de quelques sujets de 20 à 80 kilos et parfois plus qui seront vendus facilement à des cours variant de 4.000 à 8.000 yens le kilo. Les prises moyennes des Teichi Ami sont d'environ 1.500 t par an avec un maximum de printemps et de début d'été. Ce thon de madrague est nettement identifié sur le marché.

Enfin, une nombreuse flottille de petits palangriers ou de dériveurs hauturiers capturent occasionnellement de gros sujets de 100 à 200 kilos qui font partie des classes les plus âgées au comportement erratique qui les entraîne souvent aux limites septentrionales des dérives des eaux chaudes. On trouve ainsi de gros thons rouges mêlés à de gros saumons et surtout chassant les grands calmars pélagiques. Les restrictions et prohibitions des grands filets dérivant sous la pression des mouvements écologiques ont sérieusement affecté ce secteur qui débarque encore quelques belles prises que l'on s'arrache par millions de yens au cours des enchères de fin et de début d'année. C'est un thon de dérive de plus de 100 kg qui détient ainsi le record absolu de 100 000 yens/kg (Tokyo, 5 janvier 2001).

Toutes provenances confondues, ces pêches dérivantes ou palangrières apportent environ 1.500 t de thons rouges vendus en criée entre 5 000 et 25 000 yens/kg, ce qui permet la survie des petits armements artisanaux dans de nombreux ports de la façade Nord-Pacifique de l'archipel.

Au total donc la commercialisation de la pêche fraîche japonaise du thon rouge a atteint en 2000 environ 12 000 t, soit 55% du marché frais national de cette espèce pour lequel les importations servent avant tout de volant régulateur.

C'est cette considération essentielle que l'on doit prendre en compte si l'on veut comprendre le comportement actuel, et surtout futur, du marché japonais du thon rouge. Les importations y resteront toujours subordonnées à la complémentarité avec la production nationale qui fournit l'essentiel du bas de gamme (petits thons de senne) et qui contrôle toujours le haut de gamme avec les thons de madrague, de palangre

Tab. 2 - Importations japonaises do thon frais (tonnes).
Importazioni giapponesi di tonno fresco (in tonnellate).

	Import frais 2000				Import frais 1999			
	Thon rouge Blue fin	Thon rouge austral South B F	Patudo Big eye	Albacore Dakar Yellow fin	Thon rouge Blue fin	Thon rouge austral South B F	Patudo Big eye	Albacore Dakar Yellow fin
Janvier	556	14	2021	2909	309	60	2128	2806
Février	478	17	1688	2837	142	28	1604	2837
Mars	550	140	2168	3582	166	125	2031	3336
Avril	617	392	1846	2621	559	254	1905	3171
Mai	881	659	1610	2980	1075	463	1560	2965
Juin	280	619	1611	2589	435	407	1507	2249
Juillet	64	542	1589	2657	243	604	2076	2459
Août	281	543	1941	2945	356	450	2215	2461
Septembre	426	250	1643	2452	680	251	1827	2156
Octobre	701	73	1738	2917	900	225	2112	2503
Novembre	697	8	1551	2842	675	41	2199	2507
Décembre	963	7	2325	3724	938	35	2755	3528
Total	6505	3275	21 969	35 795	6488	2964	24 085	33 405
Prix moyen yen/kg	2723	2137	870	797	2620	2154	872	815

et de dérive. La part croissante de l'aquaculture est appelée à fournir le secteur de la gamme moyenne, ce qui la mettra inéluctablement en concurrence avec les importations actuelles.

La stratégie des importations des thons rouges frais obéit donc pour le marché japonais à des règles strictes de complémentarité et non pas de concurrence avec la production nationale.

On recherche les poissons introuvables localement comme les thons géants nord-atlantiques pêchés dans les eaux des Provinces maritimes canadiennes et de la Nouvelle-Angleterre. Les quotas annuels attribués à cette production de poissons de 250 à 400 kilos offrent des créneaux aux différents moyens de capture (senne, harpon, ligne de traîne, palangre, piège) dans les différentes zones géographiques. Les enchères dépassent souvent 20.000 yens le kilo. Le marché japonais absorbe toute la production qui débute en juin et se termine en décembre et qui fournit seulement quelques milliers de pièces.

On tâche aussi de profiter de la production de contre-saison qui fournit le thon rouge austral. Malgré la forte réduction du stock de cette espèce victime de surpêche massive dans les années 1980, l'Australie (Tasmanie) et la Nouvelle-Zélande arment quelques palangriers qui capturent de belles pièces de 50 à 70 kilos arrivant sur le marché de mai à août où ils s'écoulent facilement entre 4.000 et 5.000 yens le kilo.

Mais c'est l'aquaculture d'engraissement, qui s'est développée en Australie du Sud, à Port-Lincoln, qui alimente le marché de moyenne gamme d'avril à septembre avec des poissons de 25 à 35 kilos dont le cours très régulier se tient entre 3.000 et 4.000 yens le kilo et où il y a très peu d'invendus.

D'octobre à avril, la faiblesse des apports de la petite pêche japonaise qui n'est encore que très imparfaitement comblée par la production aquacole locale ouvre toute grande la porte aux importations de thons rouges de provenance méditerranéenne qui offrent une grande diversité de produits.

Les pêcheries de senneurs de la Méditerranée centrale (Tunisie) et orientale (Grèce et Turquie) offrent des lots très hétérogènes et quelquefois mal conditionnés. Ces poissons restent en bas de gamme et occupent ainsi, du milieu de l'automne au milieu du printemps, la niche qui caractérise le marché des senneurs japonais. Comme pour cette catégorie de produits, il y a souvent des lots invendus et les cours moyens se tiennent aux alentours de 1.500 yens le kilo.

Pour le milieu de gamme, entre 4.000 et 6.000 yens le kilo, on a la possibilité de recevoir les meilleurs poissons des senneurs espagnols et italiens. Mais c'est vers l'aquaculture que l'on se tourne de plus en plus avec une préférence pour la production espagnole qui peut fournir de très beaux sujets de 100 kilos et plus en fin et en début d'année. Pour le moment, la production des quelques fermes de la Californie mexicaine, qui est acheminée par Los Angeles, peine à répondre aux critères impératifs qui font le bon thon rouge de sashimi.

Au total, le calendrier saisonnier du marché du thon rouge frais pour le sashimi est clairement établi comme cela apparaît dans les différentes sources d'approvisionnement de la criée de Tsukiji (Tokyo), (Tab. 3 et 4).

En ce qui concerne les sources de pêche, les apports japonais dominent nettement de mai à septembre et les apports méditerranéens d'octobre à avril. Les thons géants nord-américains atlantiques apparaissent en juin et sont présents jusqu'aux fêtes de fin et de début d'année.

On peut donc caractériser quelques types de marchés.

En période estivale, les cours stagnent avec une consommation urbaine qui faiblit sous la conjonction des fortes chaleurs et des périodes des cérémonies commémoratives

Tab. 3 - Principales provenances des thons rouges de pêche présentés aux enchères à Tsukiji (Tokio) (nombre de poissons).
Principali luoghi di origine dei tonni rossi provenienti dalla pesca presentati all'asta pubblica di Tsukiji (Tokio) (numero di pesci).

	2000												2001				
	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai
Japon																	
Senne	152	984	---	---	1183	3137	3071	1858	683	---	---	2	41	196	238	---	76
Madrague[1]	19	24	15	80	224	219	94	51	45	59	46	53	102	43	10	61	273
Palangre-Filet	358	115	165	306	749	227	179	274	469	742	291	384	190	215	154	307	736
Taiwan	---	---	---	49	549	217	1	---	---	---	---	---	---	---	---	6	298
Espagne-France[2]	439	159	149	398	106	29	1	22	37	114	221	487	125	56	272	213	59
Italie	285	313	505	468	454	202	3	---	142	277	366	411	157	304	462	163	407
Tunisie	476	491	1089	967	361	2	---	---	---	---	57	11	372	174	486	961	94
Libye	---	---	---	---	---	44	163	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Grèce-Turquie	201	461	752	763	273	---	---	6	173	256	449	616	337	579	426	594	491
Canada-Boston[3]	18	21	9	4	---	141	151	217	599	555	111	171	24	3	---	---	---
Los Angeles[4]	74	117[5]	1	4	---	---	---	---	4	22	26	14	4	10	---	1	---
Nlle-Zélande[6]	2	1	29	20	104	33	5	6	2	12	7	4	3	3	28	38	81

(1) Grands filets fixes Teichi Ami
Grandi reti fisse Teichi Ami
(2) Y compris, occasionnellement, quelques gros thons portugais
Comprendono, occasionalmente, qualche grosso tonno portoghese
(3) Y compris quelques gros sujets expédiés par New York
Comprendono qualche grosso esemplare spedito attraverso New York
(4) Y compris quelques thons pêchés aux Hawaii
Comprendono qualche tonno pescato alle Hawaii
(5) Deux lots totalisant 87 poissons pouvant provenir de l'aquaculture sans avoir été enregistrés comme tels
Due partite di complessivi 87 pesci potrebbero provenire dall'acquacultura senza essere state registrate come tali
(6) Y compris quelques gros thons pêchés sur les côtes australiennes ou aux Fidji
Comprendono qualche grosso tonno pescato sulle coste australiane o alle Fiji

des défunts du Obon du mois d'août. De juin à mi-septembre, les senneurs japonais alimentent massivement le bas de gamme tandis que la gamme moyenne est fournie pas le thon rouge austral de pêche et d'aquaculture avec un complément des prises des madragues et des petites pêches palangrières et de dérive. Le haut de gamme est presque exclusivement alimenté par les thons géants de l'Atlantique nord-américain.

De fin septembre à février, la pêche japonaise marginale se place en haut de gamme en concurrence avec la fin des apports de la pêche atlantique nord-américaine.

La consommation urbaine augmente fortement et les cours flambent avec les cadeaux ostentatoires de fin d'année et du nouvel an précédés ou suivis de fastueuses réceptions. Le thon austral ayant pratiquement disparu, c'est la production méditerranéenne de pêche d'hiver et surtout d'aquaculture qui occupe le devant de la scène avec quelques apports de l'aquaculture californienne.

En mars, avril et mai, le marché se stabilise et une transition s'effectue avec des cours plus faibles et un rejet plus important des lots les moins bien présentés. Les importations de la pêche méditerranéenne deviennent la source principale de l'approvisionnement avec toujours le contraste entre des lots de Tunisie, Grèce et Turquie dont les poissons sont trop souvent de qualité douteuse et qui sont mal payés, sinon invendus, et les poissons des senneurs espagnols et italiens plus gros et plus gras qui sont facilement écoulés. Le thon rouge austral de l'aquaculture australienne revient en quantité de plus en plus notable remplaçant les apports de l'aquaculture japonaise et espagnole.

Ainsi, pour 2000, le marché japonais du thon rouge frais concerne un peu plus de 20.000 t, dont 52% de production nationale (10 579 t) et 48% d'importation (32% de provenance méditerranéenne et américaine : 6.565 t; 16% de l'Australasie: 3.275 t).

Dans les années 1990, la pénurie relative de thon rouge entraînant une progression rapide des cours, un phénomène de substitution est apparu avec la généralisation de l'utilisation du thon obèse à gros yeux, le patudo, dont la chair rouge vendue bien moins chère que celle des vrais thons rouges a rencontré un beau succès auprès de la clientèle des grandes surfaces et de la restauration pour classes moyennes.

Provenant essentiellement de la pêche palangrière, le patudo frais est avant tout un produit d'importation spécialisé. En 2000, la production nationale japonaise provenant de petits palangriers n'a représenté que 6.466 t couvrant seulement 22,5% du marché. Elle se concentre sur les mois de septembre à décembre où les prix au débarquement se tiennent aux alentours de 1.900 yens le kilo (Tab. 1).

La tension sur les cours, consécutive à l'élargissement du marché, a provoqué le glissement vers l'albacore Dakar (Yellow fin) dont la chair est moins rouge, ce qui justifie un prix souvent inférieur de plus de moitié à celui du patudo, d'autant plus que pour le poisson de palangre de taille moyenne est sensiblement plus faible (une trentaine de kilos pour l'Albacore Dakar contre une quarantaine pour le patudo).

Mais aux prises palangrières, la production nationale japonaise ajoute les apports d'Albacore Dakar à la pêche estivale des bonitiers à l'appât vivant qui peuvent rencontrer des bancs de poissons de 15 à 25 kilos mélangés aux listaos. Ce poisson de ligne ne trouve preneur qu'aux alentours de 500 yens le kilo car il est pêché de mai à août quand les cours sont à la baisse.

La production japonaise d'albacore Dakar (Yellow fin) frais n'atteint en 2000 que 8.157 t, ce qui ne représente que 18,5% du marché. Si l'on se reporte aux années 1999 et 2000, on peut considérer que le marché japonais importe en moyenne mensuelle 2.000 t de Patudo et 3.000 t d'Albacore Dakar frais.

Chacun de ces produits de substitution au thon rouge pour le marché du sashimi obéit à des règles propres. Cependant, ils subissent en commun les mêmes contraintes

Tab. 4 - Nombre de pièces de thons rouges d'aquaculture frais mis aux enhères sur les marchés japonais (Tokyo, Nagoya, Osaka).
Numero dei tonni rossi freschi provenienti da acquacultura messi all'asta sul mercato giapponese (Tokyo, nagoya, Osaka).

	2000												2001				
Origine	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai
Japon	267	418	441	163	---	---	---	---	---	---	41	201	229	305	503	271	34
Espagne	585	378	181	---	---	---	---	---	48	275	419	692	626	690	659	307	4
Californie	560	354	---	---	---	---	---	---	---	137	430	783	380	267	229	213	---
Australie	---	---	561	1626	2013	2164	2586	1572	1345	223	---	---	---	20	814	1326	1175

Tab. 5 - Thon frais de sashimi transitant à Guam.
Tonno fresco di sashimi che transita a Guam.

	Albacore Dakar / Yellow fin		Patudo / Big eye	
	1998	1999	1998	1999
Thons livrés				
Nombre poissons	158 804	114 031	88 273	121 391
Poids moyen / poisson	26,644	27,591	37,996	39,606
Tonnes manipulées	4 231	3146	3354	4807
Thons rejetés				
Nombre poissons	55 414	40 377	8374	10 720
Poids moyen / poisson	25,290	24,346	28,978	33,222
Tonnes manipulées	1401	983	243	356
Thons conditionnés				
Nombre poissons	103 390	73 654	79 899	110 671
Poids moyen / poisson	27,369	29,370	38,942	40,225
Tonnes manipulées	2830	2163	3111	4451

: disposer d'un fret aérien régulier et bon marché, susceptible d'accepter certains jours plusieurs dizaines de tonnes de produits périssables dont le cours final sera largement tributaire des conditions de transport.

Dans ce domaine, ce sont soit les grands foyers de tourisme de masse où afflue régulièrement une importante clientèle de classe moyenne japonaise [Bali et Guam en tout premier lieu, Colombo, Phuket (Thaïlande), Penang (Malaisie), Cebu (Philippines) en second lieu], soit de grands aéroports commerciaux en relation étroite avec le Japon, tels que Sydney et Auckland. Une troisième origine d'importation, encore mineure, provient de flottilles de canneurs à l'appât vivant, déclassés au Japon, ayant trouvé un armement contractuel dans un pays de la zone comme les îles Salomon ou la Papouasie-Nouvelle-Guinée. Mais il s'agit, dans ce cas, d'une solution beaucoup plus hasardeuse, tributaire de contingences politiques.

La fragilité générale de ce réseau réside dans la subordination à un mouvement touristique de masse qui peut, l'expérience le prouve, se modifier rapidement et radicalement en fonction d'accidents conjoncturels, de conflits politiques ou de troubles économiques.

La cherté du fret et les exigences sans cesse croissantes dans le domaine de la qualité de la part d'acheteurs japonais rendus plus difficiles par suite de la morosité économique persistante imposant de pouvoir retenir une clientèle soumise à une âpre concurrence, obligent les armements à se soumettre à un tri préalable de leurs apports pour éviter de grosses pertes en cas d'invendus sur le marché japonais.

Si l'on n'a guère de renseignements fiables sur la pratique des tris à Bali, on dispose par contre de données extrêmement précises sur les opérations de classification des thons de sashimi à Guam pour 1998 et 1999 (Tab. 4 et 6). Le déchet est beaucoup plus fort pour l'Albacore Dakar (près du tiers en poids) que pour le patudo (7% en poids) et il s'agit dans les deux cas des poissons les moins gros. Ce premier tri est effectué lors du conditionnement pour l'exportation, mais sur la place des enchères un pourcentage, souvent non négligeable, est éliminé de surcroît.

Seuls des armements soucieux de répondre aux critères de base de la qualité requise par les acheteurs japonais seront susceptibles de bénéficier de la prime importante que réserve ce marché qui est en marge du négoce international de la conserve ou de la consommation de masse. Bien qu'il puisse y avoir des exceptions, les poissons en provenance des eaux australes, plus gros et plus frais, font prime sur le marché. Ils atteignent et dépassent souvent 5.000 yens/kilo pour le patudo et 3.000 yens/kilo pour l'Albacore Dakar, et il n'y a que peu d'invendus.

Au contraire, les gros apports de Bali et de Guam subissent de gros déchets et leurs cours se situent vers le bas de l'échelle. Malgré certaines similitudes et des influences réciproques de leurs approvisionnements sur les cours, Patudo et Albacore Dakar ont chacun des règles qui leur sont propres.

Le marché du patudo est largement dominé par la place de Tokyo qui en 2000 a assuré environ 85% des ventes mises aux enchères avec une grande régularité de 5 000 à 6.500 poissons pendant 11 mois et une pointe en décembre avec 8.500 pièces. Une seule place tient un rôle secondaire. Il s'agit de Sapporo à Hokkaido qui est surtout actif d'octobre à avril avec 1 000 à 1 500 poissons par mois. Le patudo s'est donc fait une place dans la région métropolitaine et dans le Nord du pays.

Au contraire, l'albacore Dakar n'a qu'un rôle tout à fait secondaire à Tokyo (7,5% des enchères) tandis que Osaka a réussi à prendre 16,5% du marché avec des mises à prix régulières d'environ 3.000 pièces par mois. Le marché de Nagoya l'emporte tout de même largement avec 86% qui lui assure, avec une mise aux enchères mensuelle

Tab. 6 - Thons frais de palangre conditionnés à Guam (1999).
Tonno fresco pescato con palamito confezionato a Guam (1999).

	Albacore Dakar			Patudo		
	Nombre	Poids moyen kg	Poids total Tonnes	Nombre	Poids moyen kg	Poids total Tonnes
Janvier	5324	29,6	157,5	6667	40,4	269,6
Février	1692	28,6	48,5	5907	41,0	242,0
Mars	2741	30,0	82,3	10 885	40,9	445,2
Avril	5973	34,0	202,8	12 924	43,9	567,2
Mai	4078	34,0	138,8	11 354	43,2	491,0
Juin	5540	35,1	194,7	10 255	41,2	422,3
Juillet	6942	35,1	244,0	11 229	40,8	459,0
Août	9647	32,2	310,8	10 180	40,3	410,2
Septembre	7957	29,4	233,6	10 281	37,0	381,4
Octobre	12 787	22,4	285,8	10 251	36,6	375,6
Novembre	4553	22,5	102,3	3698	35,4	130,8
Décembre	6420	25,2	162,1	7040	36,5	257,2
Total	73 654		2163,2	110 671		4451,5
Moyenne		29,4			40,2	

régulière de 12.000 à 15.000 pièces, une prédominance nationale. L'Albacore Dakar, bien meilleur marché, semble mieux convenir aux consommateurs du Japon central et méridional.

Pour le patudo, les gros fournisseurs sont peu nombreux (Tab. 7). Australie, Nouvelle-Zélande, avec de grosses pièces de 60 à 120 kilos, monopolisent le tiers du marché à des cours toujours nettement les plus hauts. Le Japon tient environ 15% du marché avec du poissons très frais capturé par de petits armements spécialisés. Bali, Colombo (Sri Lanka) et Guam tiennent le tiers du marché mais, eux, occupent le bas de gamme. Les eaux tropicales exploitées par des armements vétustes et à bout de souffle livrent des produits moins frais et moins gros. Il peut y avoir, certes, des exceptions mais le contraste est très net entre le patudo de provenance tropicale et celui des latitudes plus hautes.

Les répartitions saisonnières des apports accentuent encore ces contrastes (Tab. 8). Le haut de gamme vient d'Australie d'avril à septembre avec un apport complémentaire de Nouvelle-Zélande en août-septembre. C'est donc la saison froide australe qui est favorable aux prises de gros poissons de profondeur. Le relais, dans ce domaine, est pris par la pêche japonaise pour la saison froide locale d'octobre à mars.

En ce qui concerne le patudo tropical, il se réduit fortement de juin à novembre, alors qu'il arrive en quantité de décembre à mai. Paradoxalement, les apports de Guam très modestes n'ont une certaine importance qu'en été. Par contre, Sri Lanka, comme Bali, expédie surtout du patudo d'hiver et de printemps.

Tab. 7 - Principales provenances des patudos frais présentés aux enchères à Tokyo (Nombre de poissons).
Principali luoghi di origine del tonno obeso fresco presentato all'asta pubblica a Tokyo (numero di pesci).

	2000												2001				
	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai
Bali	1740	1298	1549	1514	1121	691	688	401	455	1126	1007	2168	1226	589	476	580	347
Guam	253	136	114	240	141	204	368	423	781	520	125	517	282	503	310	208	105
Sri Lanka	1311	919	989	888	658	858	418	137	108	132	516	1023	1130	1179	2313	1644	600
Australie	714	1187	1129	1910	2842	1963	2515	1578	1786	1378	1296	1048	885	892	992	1221	2676
Nlle-Zélande	335	223	313	206	227	114	227	1454	1002	679	440	208	196	281	387	461	233
Japon	618	1547	1390	443	124	86	117	243	992	1668	1587	2180	783	1263	714	436	110

Tab. 8 - Rythme saisonnier des apports de patudos frais à Tokyo (Tsukuiji).
Cadenza stagionale degli arrivi di tonno obeso fresco a Tokyo (Tsukiji).

	2000												2001				
Origine	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai
Bali	++	+	+	+	+	x	x	—	—	+	+	++	+	—	—	—	—
Guam	—	0	0	—	0	—	x	x	+	x	0	x	—	x	—	—	0
Sri Lanka	++	++	++	+	x	+	—	0	0	0	x	++	++	++	++	++	x
Australie	x	+	+	++	++	++	++	+	+	+	+	+	x	x	x	+	++
Nlle-Zélande	x	—	x	—	—	0	—	++	+	x	x	—	—	—	x	x	—
Japon	x	+	+	—	0	0	0	0	x	+	+	++	x	+	x	—	0

++ Très bon
Molto buono
\+ Bon
Buono
x Moyen
Medio
— Mauvais
Basso
0 Très mauvais ou Nul
Molto basso o nullo

Tab. 9 - Albacore Dakar frais mix aux enhères au marché de Negoya.
Tonno pinna gialla fresco messo all'asta al mercato di Nagoya.

	2000												2001				
Origine	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai
Japon	150	275	254	530	840	1057	411	422	225	40	236	296	37	128	215	37	117
Taiwan	1061	1368	2327	1439	1589	1809	775	280	110	617	228	1006	1327	1727	1857	1158	1041
Cebu	595	736	820	700	234	497	783	573	647	553	265	284	368	549	809	441	358
Guam	2571	3820	2779	2504	1320	1777	2454	3127	2377	2810	1551	853	503	1055	3578	3801	4484
Micronésie[1]	746	303	169	345	174	408	1437	1027	475	228	70	88	281	203	388	85	380
Bali	4405	4624	5512	6341	7622	5826	4569	3955	4648	6158	7848	7417	5696	3567	5277	6032	6732
Penang	1269	1072	1457	759	285	14	121	129	---	152	715	2093	914	532	546	177	146
Phuket	1575	1355	1549	147	113	---	---	15	69	175	178	979	394	451	201	98	179
Sri Lanka [2]	69	369	328	346	142	186	542	536	1339	967	1163	1256	896	2037	2229	1383	310
Australie [3]	125	234	206	151	317	714	443	479	483	289	672	156	317	174	372	301	336
Fidji	86	194	335	567	601	597	684	413	562	351	339	357	317	237	331	456	1305
Nlle-Caléd.	54	21	52	158	161	720	148	209	51	104	52	68	276	39	246	46	166
Salomon [4]	382	602	842	710	1077	485	354	317	361	780	516	105	---	---	---	425	276

[1] Palau, Ponape, Kosraé, Yap, Truk
[2] Environ 200 sujets ont été importés d'autres ports de l'océan Indien (Maurice, Le Cap, Maldives, Seychelles)
Circa 200 esemplari sono stati importati dagli altri porti dell'Oceano Indiano (Mauritius, Le Cap, Maldive, Seychelles)
[3] Plus environ 250 sujets de Nouvelle-Zélande
Più ca 250 esemplari della Nuova Zelanda
[4] Les exportations des Salomon ont été arrêtées durant le 1er trimestre 2001 à la suite de la paralysie économique due aux troubles intérieurs.
Le esportazioni delle Isole Salomoni si sono arrestate durante il 1° trimestre 2001 in seguito alla paralisi economica dovuta a problemi interni.

Ces rythmes saisonniers doivent être mis en parallèle avec le marché des thons rouges. Le patudo tropical arrive sur le marché durant la même période que le thon rouge méditerranéen. Il y a donc une possibilité d'arbitrage des acheteurs qui peuvent faire pression sur les cours en les mettant en concurrence.

De son côté, le patudo austral se retrouve face aux thons rouges d'aquaculture ou de pêche du même secteur et il tend à y avoir, en réalité, une harmonisation entre les deux produits.

Le marché de l'albacore Dakar (Yellow fin), (Tab. 9) est largement dominé par les apports de Bali qui, en 2000, fournissent plus de 41,5% des mises aux enchères à Nagoya en se classant dans la charnière de la gamme moyenne.

Au niveau moyen, mais nettement plus bas, se placent les apports de Guam (17 %) tandis que plus haut on trouve les apports de Penang (Malaisie): 5%, Colombo (Sri Lanka) et Cebu (Philippines) avec chacune 4% et Phuket (Thaïlande): 3,5% et des îles de Micronésie: 3%. Le bas de gamme provient essentiellement des Salomon (3,7%) et des queues de lots de Bali et Guam, tandis que dans le haut de gamme, on trouve les apports de Taiwan (7,5%), d'Australie (2,5%) et de Fidji (3%). Au total, cela donne un marché qui évolue autour d'une moyenne de 1 000 à 1 500 yens/kilo mais où les contrastes saisonniers sont nets (Tab. 9 et 10).

Pour l'année 2000, les deuxième et quatrième trimestres ont vu les apports de Bali couvrir la moitié du marché tandis que les premier et troisième trimestres ne représentaient que le tiers. Position inverse pour Guam qui fournit 12,5% aux deuxième et quatrième trimestres mais qui monte à 20% au premier et 22% au troisième trimestre, ce qui permet d'assurer ainsi un certain équilibre.

Les autres intervenants sont plus modestes et n'apparaissent que dans des créneaux plus limités. Taiwan intervient pour 10% des apports au premier trimestre et 11% au second. Phuket et Penang assurent ensemble 18% du premier trimestre.

Le creux estival du troisième trimestre voit apparaître de nombreux intervenants mineurs ayant chacun un caractère particulier plutôt haut de gamme: Micronésie, 8 % - Sri Lanka, 7,5% - Fidji, 5% - Australie, 4%. Au quatrième trimestre, il n'y a que Sri Lanka qui réussit à tenir une place modeste avec 8%, tandis que Phuket et Penang réapparaissent de façon notable seulement en décembre avec 20% des apports.

Ainsi, le marché de l'Albacore Dakar est beaucoup plus opportuniste que celui du patudo et il n'enregistre que faiblement les changements saisonniers du thon rouge qui est bien trop cher pour la clientèle des acheteurs du Japon central et occidental où l'on est de plus en plus sensible aux facilités de substitution permettant des économies appréciables pour le consommateur des classes moyennes affecté par la persistance du marasme de l'économie.

Conclusions

Plus que jamais, pêcher du thon ne sert à rien si l'on ne sait pas comment et où le vendre.

Les leçons du fonctionnement, de plus en plus contrasté entre les marchés des thons destinés à la conserverie et ceux vendus pour la consommation fraîche, impliquent des stratégies et des conduites de gestion anticipant sur le court terme.

La pêche destinée à la conserverie doit se soumettre à un plan de gestion qui doit éliminer le poids d'une surproduction ruineuse pour l'ensemble du secteur. Les concertations qui ont marqué l'année 2000 et le début de 2001 ont montré que l'ensemble des armateurs a pris conscience du problème. Le tassement des marchés imposera une

Tab. 8 - Rythme saisonnier des apports de patudos frais à Tokyo (Tsukuiji).
Cadenza stagionale degli arrivi di tonno obeso fresco a Tokyo (Tsukiji).

	2000												2001				
Origine	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai
Bali	+	+	++	++	++	++	+	x	+	++	++	++	++	x	++	++	++
Guam	+	++	+	+	—	—	+	++	+	+	x	—	0	—	++	++	++
Micronésie	+	—	—	—	—	x	++	+	x	—	0	0	—	—	—	0	—
Taiwan	x	+	++	+	+	+	—	0	0	—	0	x	+	+	+	x	x
Sri Lanka	0	—	—	—	0	0	x	x	+	+	+	+	+	++	++	+	—
Phuket-Penang	++	++	++	+	—	0	0	0	0	—	+	++	+	+	x	—	—
Japon	—	—	—	x	+	++	x	x	—	0	—	—	0	—	—	0	—

++ Très bon
Molto buono
\+ Bon
Buono
x Moyen
Medio
— Mauvais
Basso
0 Très mauvais ou Nul
Molto basso o nullo

limitation des apports pour limiter la baisse des cours. C'est donc une meilleure gestion et non une augmentation de la productivité qu'il faut rechercher.

Pour le marché du thon frais, c'est le rapport qualité/prix qui décide le consommateur. Seule une gestion des stocks permettant de reconstituer les classes d'âge fournissant de gros sujets permettra de préserver l'avenir.

Des évolutions sont à prévoir en fonction des ajustements monétaires et des capacités de substitution de l'aquaculture à la pêche ou d'une espèce à une autre.

Riassunto

La maggiore capacità di localizzazione delle aree più produttive per la pesca di superficie, in funzione della risposta dei piccoli tunnidi alle evoluzioni idroclimatiche, ha comportato un aumento generale delle catture da parte dei grandi pescatori di tonnara volante che operano nel Pacifico equatoriale ed Oceano Indiano. I rendimenti, in particolare per il tonnetto striato (*Katsuwonus pelamis*) hanno subito un aumento anche per l'utilizzo generalizzato di attrezzi da pesca in grado di concentrare il pesce.

In questa congiuntura, un primo allarme si verifica alla fine del 1999. Al ristagno del mercato conseguente al crollo delle quotazioni, è seguito un quasi generale disarmo dei tonnieri industriali da novembre 1999 a marzo 2000. Dopo un recupero temporaneo delle quotazioni, la ripresa dello sfruttamento intensivo ha provocato, alla fine dell'anno 2000, il ritorno ad una crisi simile, ma ancor più grave. Il tonnetto striato congelato non trovava acquirenti nemmeno al prezzo di 350 $ alla tonnellata.

Per affrontare questo "suicidio" del tonnetto, le flottiglie industriali hanno dovuto di nuovo fermarsi temporanenamente, rallentare il ciclo delle battute di pesca e contingentare le catture giornaliere. Queste misure drastiche hanno permesso di ritornare nuovamente a quotazioni compatibili con una minima redditività per i pescatori. Questo pone con forza il problema della forma di regolamentazione da applicare, attraverso un largo consenso internazionale, per assicurare contemporaneamente la conservazione dello stock sfruttabile, che varia molto in funzione dei parametri idroclimatici, e la stabilizzazione delle quotazioni del mercato ad un livello compatibile con i costi di sfruttamento sempre più elevati per imbarcazioni sempre più onerose.

In questo contesto, dobbiamo tener conto che l'abbondanza del reclutamento del tonnetto striato del Pacifico Ovest equatoriale è legata al fenomeno del Niño, che a distanza di 1 - 2 anni permette catture elevate, che possono proseguire anche durante il terzo e quarto anno. A fortiori, dopo un episodio della Niña, il crollo del reclutamento riduce lo stock disponibile per la pesca del secondo anno, ripercuotendosi poi sul terzo e talora anche sul quarto anno.

Con questa prospettiva, le catture eccezionalmente elevate delle grandi tonnare volanti nel 1999 e 2000, dovute al Niño verificatosi nel 1997-1998, dovranno rapidamente lasciare spazio ad una diminuzione delle catture nel 2001 e 2002 per l'influenza della Niña 1998-1999. Questa diminuzione dei rendimenti delle aree di pesca delle acque calde superficiali della fascia equatoriale si accentuerà ancora nel 2003, a meno che non intervenga nel frattempo un nuovo Niño.

Attualmente, primavera 2001, possiamo quindi prevedere un prossimo aumento delle eccedenze di tonni prodotti dall'industria conserviera ed una probabile tensione delle quotazioni verso la fine dell'anno e nel corso del 2002, in funzione delle tendenze del mercato conserviero e delle fluttuazioni delle monete nei confronti del dollaro.

Infatti se da un lato il mercato delle conserve assorbe ormai più di tre quarti delle catture delle pesche tonniere, dall'altro non procura che appena un quarto dei guadagni delle flottiglie.

Il consumo di tonno fresco o di sashimi a partire da pesci congelati, decongelati o in semi conserva (katsuobushi) assicura i proventi essenziali ad altri tipi di pesca, quali palamito, piccola circuizione, reti derivanti, tonnare fisse, pesca con l'esca viva. In qiesto modo, meno di un milione di tonnellate di catture garantisce fino a più dei tre quarti dei guadagni globali.

Nonostante la domanda di tonno fresco sia in continuo aumento sui mercati nord americani o dell'Europa occidentale, è sempre il mercato giapponese che fornisce la maggior parte degli sbocchi: per il katsuobushi, 200.000 t di tonnetto striato provenienti per più del 90% dalla pesca nazionale; per i differenti sashimi e sushi, 90.000 t di tonno fresco (25% dalla pesca nazionale, 75% d'importazione) e 470.000 t di grandi tonni congelati (47% pesca nazionale e 53% importazione). Un controllo mondiale assicurato da grandi società specializzate permette di equilibrare il rapporto domanda – offerta in funzione della stagionalità della pesca e della qualità del prodotto.

Come regola generale, i prodotti della pesca nazionale giapponese, meglio confezionati e più freschi, sono maggiormente premiati rispetto alle importazioni. Ma anche i pesci di provenienza estera, i più grandi, possono arrivare a delle quotazioni assai remunerative.

Per l'anno 2000, sui mercati di prodotto fresco, i grossi tonni rossi di peso superiore a 80 kg del Pacifico Nord, dell'Atlantico e del Mediterraneo hanno generalmente superato 6000 yen (50 US$)/kg, il tonno obeso (*Thunnus*

obesus, patudo, big-eye), superiore ai 60 kg, 4000 yen (35 US$)/kg, il tonno pinna gialla (*Thunnus albacares,* albacore, yellow fin) maggiore di 40 kg, 3000 yen (25 US$)/kg. D'altro lato, questi prezzi sono da dividere per 2, 3 o addirittura 4 o 5 volte se i pesci sono di pezzature comprese tra 15-25 kg di peso. Le varie partite sono commercializzate al pezzo e i pesci di qualità inferiore sono svenduti a prezzo molto basso o non trovano acquirenti, il che abbassa fortemente il prezzo medio. Il tipo di pesca e la provenienza sono accuratamente presi in considerazione, il che facilita lo smercio dei prodotti delle piccole pesche specializzate e, da qualche anno, dell'acquacultura del tonno rosso. La stagionalità è molto marcata e sono soprattutto i mesi festivi di dicembre, gennaio e maggio a provocare una rapida ascesa temporanea delle quotazioni.

Questo mercato molto sostenuto, ma sensibile, è tributario di collegamenti sicuri, rapidi e poco costosi, per i quali le linee aere regolari o i charter dei grandi centri turistici giocano un ruolo determinante. Infatti Bali e Guam sono divenuti dei grandi centri di confezionamento di tonno obeso e pinna gialla, pescati da una flottiglia molto numerosa di barche da palmito, spesso vetuste.

In pratica si trovano attualmente centri di spedizione di tonno fresco verso il Giappone in tutto il mondo. Tra i più importanti, la vicina isola di Taiwan, Phuket in Tailandia, Colombo e Penang in Malesia, in collegamento con Singapore, Le Cap, Mauritius, Sidney, Los Angeles, Boston e New York, Cartagena, via Madrid, in Spagna, oltre che un'infinità di scali insulari in Micronesia (Palau, Ponape, Truk, Yap) e nel Pacifico Sud (Noumea, Fiji).

Il mercato di Tsukiji a Tokio tratta i migliori lotti e serve da riferimento alle quotazioni di massima per le differenti qualità di tonno rosso e di tonno obeso. Il tonno pinna gialla viene trattato per la maggior parte sul mercato di Nagoya. Sapporo per il tonno obeso e Osaka per il tonno pinna gialla permettono di smerciare dei lotti medi, ma con una valutazione fortemente inferiore in rapporto a Tokyo. Il tonno rosso tende sempre più a ripartirsi tra i quattro mercati in funzione dell'abbondanza degli arrivi.

Questo mercato giapponese che sostiene le attività tonniere di qualità, conserva la sua attrattività fin tanto che le fluttuazioni monetarie favoriscono lo yen. Il mercato USA, con un dollaro forte e una crescente moda del sashimi che, dopo aver conquistato la parte pacifica ha raggiunto le grandi città del Nord Est atlantico, comincia a esercitare una notevole influenza su alcuni piccoli produttori, senza per questo poter servire ancora da valida "staffetta" in caso di arretramento delle quotazioni in Giappone.

Il mantenimento delle attuali quotazioni, che è assolutamente essenziale per la redditività di numerose attività di pesca (lenze, reti derivanti, palamiti, grandi e piccole), dipende dalle fluttuazioni delle catture della pesca stagionale sul fronte Oyashio-Kuroshio e dagli effetti delle oscillazioni climatiche sul reclutamento degli stock (l'alalunga sembra beneficiare della Niña, che procura un aumento della risorsa 4-5 anni dopo).

In definitiva si tratta di pesche tonniere selettive, gestite in funzione del mantenimento di uno stock abbondante di classi d'età adulte, che possono sperare di mantenersi sul mercato altamente redditizio del fresco e del congelato destinato al consumo diretto.

References

DOUMENGE F. (1996) - L'aquaculture des thons rouges. *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 258-288.

DOUMENGE F. (1998) - L'histoire des pêches thonières. *Symposium ICCAT sur les thonidés. Ponta Delgada, Açores, 10-18 juin 1996*, **50**: 753-803.

DOUMENGE F. (1999) – L'aquaculture des thons rouges et son développement économique. *Biol. Mar. Medit.*, **6** (2): 107-148.

DOUMENGE F. (1999) - L'oscillation australe El Niño (ENSO) : Anomalies de l'hydroclimat et conséquences. *Biol. Mar. Medit.*, **6** (1): 1-51.

INAGAKE D., YAMADA H., SEGAWA K., OKAZAKI M., NITTA A., ITOH T. (2001) - Migration of young bluefin Tuna, *Thunnus orientalis* Temminck et Schlegel, through Archival Tagging Experiments and Its Relations with Oceanographic Conditions in the Western North Pacific. *Bull. Nat. Res. Inst. Far Seas Fish*., **38**: 53-81.

ITOH T. (2001) - Estimation of Total Catch in Weight and Catch-at-Age in Number of Bluefin Tuna *Thunnus orientalis* in the Whole Pacific Ocean. *Bull. Nat. Res. Inst. Far Seas Fish*., **38**: 83-111.

LE GALL J.Y., CAYRÉ P., TAQUET M. (eds) (2000) - *Pêche thonière et dispositifs de concentration depoissons*. (Colloque Caraïbe-Martinique, Trois-Ilets, 15-19 octobre 1999), Ed. Ifremer: 684 pp.

LEHODEY P. (2001) – The pelagic ecosystem of the tropical Pacific Ocean : dynamic spatial modelling andbiological consequences of ENSO. *Progress in Oceanography*, **49**: 439-468.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 931-932

R. Coppola

FAO, Viale delle Terme di Caracalla - 00100 Roma, Italia.

THE COOPERATION IN THE MEDITERRANEAN: THE ROLE OF FAO

LA COOPERAZIONE IN MEDITERRANEO: IL RUOLO DELLA FAO

Key-words: *cooperation, FAO, fishery, fishery projects, Mediterranean.*

This year, the annual meeting of the Italian Society of Marine Biology (SIBM – Società Italiana di Biologia Marina) included a full-day round-table discussion focussing on the regional status of activities undertaken by regional and international organisations vis-à-vis marine biology and the world around it.

The Round Table took place according to schedule, and with the participation of many invitees and an audience very interested in the topic on the table. The Round Table, in the absence of the expected Chairman, was chaired by Dr. Jorge Csirke from FAO, was moderated by S. Coppola (FAO), and saw around the "table" authoritative participants. In fact, in agreement with the organisers, the "table" was attended not only by official representatives, but also by persons directly concerned and involved with the topic under discussion. These were, apart from the above FAO cadre, and the co-ordinators of the regional and sub-regional projects in the Mediterranean (Dr. Fabio Massa for Adriamed and MedSudMed, Dr. Rafael Robles for Copemed, Prof. Tursi for Interreg) and a few selected representatives of participants in project activities, as follows: Prof. C. Piccinetti, Director, Laboratorio di Biologia Marina, Fano, as also member of the Coordination Committees for Adriamed and Copemed and concerned with many regional scientific activities; Prof. Stjepan Jukić-Peladić, Institute of Oceanography and Fisheries, Croatia; Dr. Adbellah Srour, Director the Institute of Nador (INRH-Morocco) member of the Co-ordination Committee of Copemed; Dr. Roland Kristo, Director General of Fisheries (Albania) and member of the Coordination Committee of Adriamed; Prof. Dino Levi, Director, IRMA Institute (Mazara del Vallo) and Chairman of the Sub Committee of Statistics and Information Systems of the SAC of the GFCM. Prof. Amor El Abed, Director of the INSTM (Tunisia), also invited, was unfortunately unable to attend and sent a communication to be delivered to the meeting on his behalf.

Opening the Round Table, the Chairman reiterated the mandate of the FAO Fisheries Department and in particular that of the Marine Resources Service (FIRM) which is responsible for activities leading to an improvement of the knowledge of the magnitude, distribution and potential harvest of marine organisms used for human food and the factors affecting these magnitudes. By extension, it is also concerned with the impacts of environmental change on these resources.

In the opening words it was emphasised the particularly significant moment that the Mediterranean was undergoing for what concerns regional and sub regional projects in Fishery in the area. The adoption of the Code of Conduct for Responsible Fisheries has stimulated an awareness that the regulation of fishing activities should be applied with an appropriate knowledge of the ecosystem. This has generated particular attention in the Mediterranean countries involved in the formal constitution of an independent General Fishery Commission for the Mediterranean (GFCM), following the earlier GFCM Council which met under the aegis of FAO.

In this connection, worth mentioning are the briefing given on the reorganisation of the General Fishery Commission (formerly a Council) for the Mediterranean (GFCM), the establishment of the Scientific Advisory Committee (SAC) with its pyramidal structured technical Sub-Committees, the Sub-Regional Project COPEMED (concerned with the Western and Central Mediterranean), the ADRIAMED Project (concerned with the Adriatic area), the Medits (Regional EU financed project for stock assessment), and many other national and international initiatives. It seems that, apart from the Eastern Mediterranean area which still remains on the border of such opportunity, some of the time lost may be recuperated. Concerning the Eastern Mediterranean, he reported that the (U.N. Global Environmental Fund) GEF Programme had completed its activities in this region four years ago. Several ideas were formulated to support selected activities. One of these, based in Costanza, should have covered Fishery. No action has been taken so far, and we have not had any input since. This is one of the Mediterranean regions with no or very poor external relationships. We are expected to be involved in some activities in the near future, since the Black Sea is now definitely falling within the GFCM mandate.

The Coordinators of the Regional and sub Regional projects were then requested to briefly introduce their respective activities. (Copemed, Adriamed, Interreg).

After the presentations made by the Project Coordinators, more information followed on the organisational arrangement of fishery activities in the Mediterranean. It was noticed that the SAC of the GFCM, and the Adriamed and Copemed projects all focus on improved and modern fishery management in respect of fishery and the fishermen, and are thus involved in multidisciplinary initiatives which cover many activities at different levels of precision, involvement and integration. Other initiatives ready to commence were also reported.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 933-936

R. Robles

Proyecto FAO COPEMED, Unoversidad de Alicante, Ramòn y Cajal, 4 - 03001 Alicante, Spain.

THE COPEMED PROJECT

PRESENTATION OF COPEMED

Key-words: *coopertaive network, fisheries management, Mediterranean.*

COPEMED Project was born in 1996 for the Advice, Technical Support and Establishment of Cooperative Networks to facilitate Coordination and Support Fisheries Management in the Mediterranean (western and central Mediterranean in its initial stage). Morocco, Algeria, Tunisia, Libya, Malta, Italy, France and Spain have accepted to take part in the Project. The main objective of the Project will be to assist participating countries in establishing a coordinated scheme for generating scientific criteria and recommendations that permit application of the most adequate strategy for the optimum management of the resources.

More specifically, COPEMED should, in principle, meet the needs repeatedly pointed out, but which are never sufficiently complied with, such as:

- reinforcement of the mechanisms of scientific cooperation among the research institutes of the countries in the area, in a North-South as well as an East-West direction.
- Strengthening of technical capacities by means of standardisation of methodologies and databases, for a better assessment of the resources, taking into account both socio-economic and environmental aspects. Improvement of the contribution of reliable information and detailed data on catch and effort, through standardised and coordinated collection of such basic statistical data.
- Regular joint assessments of shared and/or straddling stocks.
- Assistance in the formulation of pilot management plans, if so requested by the countries.

Proposals and ideas to improve cooperation

Prior extensive experience in scientific matters of cooperation and developmental assistance has shown the relatively scarce practical usefulness of many traditional approaches over the medium-long term. Therefore, the traditional manner of understanding cooperation should be changed for a new approach towards scientific relations, which should include:

- A common strategy of development, including joint work for the planning and coordination aspects.
- A view towards compliance and partnership, rather than a donor-recipient view.
- Suitability, feasibility and preparation within a joint definition of common objectives.
- Standardisation of methodologies to be used.
- The development of scientific networks among the teams of the institutions, particularly as concern management of the common databases.
- Means to integrate such results in modern systems
- Sufficient guarantee of facilities that permit accessing the accompanying logistical measures (financial and technical), utilising existing international structures.

- Important effort in the preparation of instructors and in the mobility of scientific personnel.
- The acquisition of facilities to access the information.
- Encourage interdisciplinary studies: inclusion of socio-economic and environmental aspects.

Available means

Project Headquarters; University of Alicante (Spain)
Project Budget: US$ 1 million annually (1997/2001)
Staff on the Project:
Director
Expert in computer systems
Tri-lingual secretaries
Associate Expert
Specialised Consultants

Experts from FAO, the responsible organisation for the Project for the donor country Spain, who will also collaborate in specific activities

Other organism for the Project: Steering and Planning Committee: (comprised of the Directors / Responsible persons at the Centres involved in COPEMED), responsible for revising the work schedule; defining the research and training priorities; avoid overlapping with previous international cooperation experiments in the sub-region; decide on the most adequate strategy to guarantee, in each country, the direct implication of the Administration and the fishing industry.

The Project headquarters is c/o the University of Alicante. It operates under the Steering Committee and through the network of National Project Coordinators (national institutions' representatives and member of the project Directors' Committee), of Technical Focal Points (members of the Information System network) and Regional Experts' Groups to cover specific technical disciplines.

Some strategic ideas to be taken into account in a possible extension of the Project (COPEMED II) as already requested by the Southern Mediterranean countries to the General Fisheries Commission for the Mediterranean: to exploit the success of the major achievements up to now; consolidation of the prioritised activities; more development functions than regional funding; capacity building; co-financing to ensure future maintenance; strengthen public/private partnership (fishery Administrations and fishing industry); improvement of marketing aspects.

Most impressive achievements of Copemed I

- Great effort on the part of participating countries (in particular of those from Maghreb and Malta)
- Noticeable spirit of cooperation (with co-financing), of partnership and of fraternity (the so-called 'COPEMED spirit') in the carrying out of such an ambitious and difficult project
- Very clear ideas formulated by the Steering Committee as far as goals to be achieved (diagram showing how to achieve long-range objectives)
- A great number of achievements (with nearly 500 activities being carried out during the period), among which we commend:

s1) collection and analysis of the existing scientific data on some of the most important species;

s2) preliminary study of the operating units;
s3) analysis of the effects of environmental fluctuations on small pelagic fisheries;
s4) case studies applied to a bio-economical model (MEFISTO) in relation to: competition for the resource among the different fishing gears, close areas and minimum landing sizes, influence on resources of markets liberalisation;
s5) regular participation of experts from southern countries in international scientific meetings.
n1) The setting up of networks for sampling either at ports and on board for interesting species;
n2) adaptation and updating of national fishing statistic systems of Southern countries, in accordance with the specific characteristics of each country.
p1) Regional program on artisanal fisheries;
p2) " " " large pelagics;
p3) " " " the practical use of GIS on fisheries;
p4) " " " socio-economic indicators;
p5) " " " fishing gears selectivity;
p6) " " " protected marine areas.
i1) Operative regional information system with: accessible database and functional Web site with open virtual library;
i2) 6 publications and 1 poster (in paper and CD Rom), including by the first time an Arabic version (CD Rom on "Living Marine Resources in the Mediterranean").
t1) Previous study of the training needs in the different Southern countries;
t2) implementation of a training system with almost 60 activities done, the majority of them a result of on-the-job training;
t3) design of a monitoring system on the real use of the training received (post-training analysis).
r1) Compilation and analysis of fishing regulations in the region, in particular those related to shared stocks and protected maritime areas;
r2) exploration of the possibilities for an eventual harmonisation of regulations of interest at regional level;
r3) organisation of discussion forums among the different actors of the fishing system (Administration, Fishing Sector and Scientific Research).
m1) To design and make operative a system to organise, control and manage the different programs;
m2) the assurance of good internal and external communication regarding COPEMED.

Feed-back from Copemed I

It is possible to speak of a 'before COPEMED' and an 'after COPEMED' because:
- it has facilitated the institutional potential and training of scientists in southern countries to enhance knowledge of their fisheries to a significant extent;
- evaluations of shared stocks by international commissions will be easy to facilitate;
- international presence and collaboration by different countries has increased exponentially;
- a regional information system exists that will greatly contribute to the flow of information of all types, with common databases on various subjects among them the monitoring and management of projects;

– collaboration between countries from the very beginning is going to allow countries to continue the work implemented by COPEMED on their own. The recently established meetings of Maghreb countries are a good example;
– the first steps towards coming to collective conclusions that would allow the possible harmonisation of certain fishing regulations in the area will have been taken.

COMPONENT	OBJECTIVES	OUTPUTS	COUNTRIES
1. Support to SAC	SAC shows increased competence in making decisions and providing advice	Papers requested by SAC produced Working group results achieved. Expected data (maps and reports) compilation produced Case studies produced and analysed Active participation of non EU experts in SAC meetings improved	**Morocco, Tunisia** and **Malta** participate in a regular basis. **Libya** not always and **Algeria** has just started in year 2000
2. Developing National Fishery Research Strategies	Improved national performance in surveying and monitoring fisheries	Research institutions' capacity strengthened Strategic plan developed For training aspects see component 5 Port sampling network in progress Fishery statistic systems established	Morocco, Tunisia, Libya and Malta **are gradually improving their research strategies**. **Algeria** is now ready to start working with COPEMED
3. Organisation of Regional Research Programmes and Activities	COPEMED regional progr. data are used for: fisheries appraisal at regional level; enhanced regional scientific research cooperation; standardised assessment & management tools utilised at regional level	Data obtained by COPEMED regional programmes provided to the "ad hoc" scientific community. Research capacity including collaboration between scientists improved and software and documents produced. Regional databases established	Morocco, Tunisia, Libya and Malta **are regularly participating in some or all (case of Morocco) the ongoing programmes.** Algeria have just started
4. Development of the Regional Information System	Improved information flow in the region on Mediterranean fisheries and related topics	Reg. database on stock assessment publications (MedPOPDYN) and existing grey literature available Reports for SAC sub-committees produced Different types of publications produced and disseminated Regularly updated WEB home page accessible Data bases on several domains available Encyclopaedia of the species in the Mediterranean published	**Morocco, Tunisia, Libya** and **Malta** are fully incorporated to COPEMED IS. **Algeria** is now being incorporated
5. Training	New capacities are being used, i.e. people apply those ideas and practices in their work which they got through COPEMED	Training needs assessment (TNA) report produced COPEMED training programme prepared. People trained in priority areas Teaching / Training documents based on COPEMED activities provided	**Morocco, Algeria, Tunisia, Libya and Malta** are all of them taking advantage of the different types of training, including on-the-job training
6. Fishery Regulations Analysis and Organisation of Fishery Discussion Fora	Indications that practical conclusions are going to be commonly accepted in fishery legislation covering transboundary stocks	Report on available information on selected regulations, inventory and analysis provided Necessary steps for an eventual harmonisation of selected regulations identified Report on agreements reached in the discussion Forum on selected regulations, including international ones, with perspectives for their eventual enforcement	**Morocco, Algeria, Tunisia, Libya and Malta** are all of them involved
7. COPEMED's Management and Administration	7. Good management and administration of COPEMED contributes substantially to the project's success	COPEMED efficiently managed by the Project Director and the Steering Committee Administration of COPEMED's Secretariat functions properly Opportunities for regular intensive communication among parties involved are provided by COPEMED and are used intensively by COPEMED's Secretariat and the Steering Committee	**All Steering Committee members** are regularly checking and monitoring the project

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 937-944

F. Massa, P. Mannini

FAO-AdriaMed, Corso Umberto I, 30 – 86039 Termoli, Campobasso, Italy.

AIMS, STRATEGIES AND ACTIVITIES OF THE FAO-ADRIAMED REGIONAL PROJECT (SCIENTIFIC COOPERATION TO SUPPORT RESPONSIBLE FISHERIES IN THE ADRIATIC SEA)

SCOPI, STRATEGIE E ATTIVITA' DEL PROGETTO REGIONALE FAO-ADRIAMED (COOPERAZIONE SCIENTIFICA PER UNA PESCA RESPONSABILE IN ADRIATICO)

***Key-words**: cooperation, fishery management, fish stock, Adriatic.*

Introduction

The management of fish stock (transboundary fish stocks, straddling fish stocks, highly migratory fish stocks and high seas fish stocks) exploited by two or more States require cooperation in order to guarantee the effective conservation and avoid overexploitation. This is the recommendation given in the Code of Conduct for Responsible Fisheries with regard to fisheries research and management, adopted by the Conference of the Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO) in 1995.

The Adriatic may be considered a semi-enclosed basin within the Mediterranean Sea which itself constitutes a larger semi-enclosed sea. Six countries, whose coastline development differs greatly, border the Adriatic Sea. The stocks of most of the main commercial species are shared by the coastal countries. The Project "Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea", AdriaMed, was conceived to foster and promote international scientific cooperation for fishery research and management in coherence with the Code of Conduct for Responsible Fishery.

AdriaMed is a Trust Fund Regional Project financed by Italy through the Ministry of Forestry and Agriculture Policy and executed by the FAO. The Adriatic countries participating in the Project are the Republics of Albania, Croatia, Italy and Slovenia.

The overall objectives of AdriaMed are:

- the development and sharing of a common pool of knowledge to encourage and sustain the process of international collaboration between the coastal countries on issues related to fishery management planning and implementation
- to strengthen technical coordination among the national fishery research institutes, administrations, resource users
- to establish a network between relevant fisheries-related institutions involved in the management of Adriatic fisheries. The full participation of the national fisheries administrations, research structures, fishing industry and fishery associations is a fundamental assumption for the achievement of project objectives. AdriaMed's activities are based on a participatory approach which involves all the above-mentioned parts.

Institutional arrangements

Regional projects (*i.e.* projects whose area of coverage include more than one country) must have a complex framework. Consequently, and in order to ensure the correct, well coordinated and balanced project implementation, the institutional arrangements

are of critical relevance. Properly established institutional arrangements can guarantee an important part of the project's effectiveness. AdriaMed dispose of two of such tools: the Coordination Committee and the National Focal Points.

Coordination Committee

The principal activities finalised by the AdriaMed Project are implemented through the Coordination Committee which was established to evaluate, direct the Project and approve its work programme. The Coordination Committee meeting is composed of the representatives of the Republic of Albania, Croatia, Italy and Slovenia. Representatives of the European Commission, the FAO and the GFCM are also members of the Committee.

National Focal Points - National Focal Points were nominated to act as a direct link between their countries and the Project. Furthermore, they advise and support the Project at the national level, in particular they coordinate specific Project Components and provide support in gathering information and collecting data. They thus ensure an effective flow of communication to and from the national scientific counterparts.

Methodological approach

The implementation strategy of AdriaMed is based first on the identification of the priority topics concerning the main areas of action also defined as Project Components. These represent the technical framework for the scientific cooperation. Priority issues are identified together with the experts from the region who constituted the Working Groups or in *ad hoc* meetings. During these meetings the Project's activities are discussed (researches, training activities, scientific publications, technical assistance).

Project Components

The AdriaMed Project Components aim at encompassing some of the principle aspects of the Adriatic marine capture fisheries, particularly of those which are based shared stocks. Therefore, issues such as those related to fish and fishery biology, fishing fleets, fishery socio-economics and resource users, must be considered and dealt with at the regional level.

During the 1st Meeting of the AdriaMed Coordination Committee (March 2000) the Project Components were discussed and approved. The Project Components may be seen as falling into 2 major categories: the Inventory and Specific Advisory Services (Fig. 1). The first focuses on reviewing and assessing the existing scientific information on the fishery sector at the Adriatic basin level. The second one consists of supporting specific activities in the fishery sector. The activities of this category also aim at providing advice and assistance to the countries through specific interventions (*e.g.* national fishery statistics system). The two categories are not hierarchically linked and most of the related activities will be developed throughout the duration of the Project.

The Project Components originate from:

- the Project document endorsed by the country;
- the coherence with the recommendations of the Code of Conduct for Responsible Fisheries;
- the follow-up of the first AdriaMed meetings held with the representatives of the participating countries.

AdriaMed Working Groups and some of the Project on-going activities

The AdriaMed Working Groups represent the starting point in the creation of a regional scientific network and are also an initial step towards the sharing of scientific knowledge on fisheries at basin level. The Working Groups are composed of experts from the Adriatic area and are also open to other experts from outside the region.

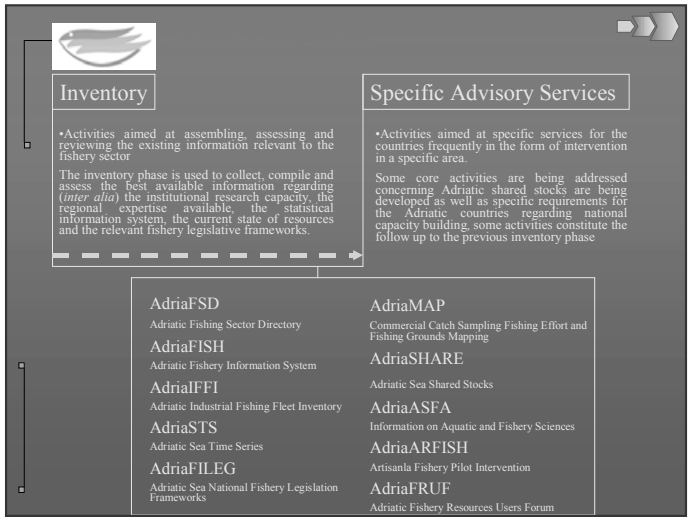


Fig. 1 - The AdriaMed Project Components.
Componenti del Progetto AdriaMed.

The aims of the Adriatic Working Group meetings are:

a. to pool together experts present in the region and establish a permanent network;
b. to share all the available scientific knowledge;
c. to highlight recently achieved and valid methodologies;
d. to identify and discuss priorities for research, particularly for the so-called grey areas that require wider recognition in the scientific community.

Most of the activities identified and planned together with the AdriaMed Working Groups are being currently implemented. These cooperative research programmes are the follow-up to the priorities identified where shared fishery resources are concerned.

Among others, it may be worth noting the following activities: the establishment of a data collection and biological sampling network on small pelagics; the identification of population units in shared stocks of seven species by genetic structure analysis; a bottom trawl survey in the Eastern Adriatic (Autumn 2001); a regional training course on basic fish population dynamics and stock assessment; a review of the existing knowledge and identification of management options for the Pomo/Jabuka critical habitat; an assessment of the fishery socio-economics knowledge around the Adriatic and preliminary formulation of a joint work plan.

All of these are cooperative research as they are executed at the Adriatic basin level and involve national research institutions from Albania, Croatia, Italy and Slovenia.

Furthermore, most of the AdriaMed research activities are carried out with the aim of strengthening the national scientific capacity, standardising and harmonising the

scientific methodologies during on the job training sessions.

As a FAO Regional project AdriaMed plays the role of pilot project also for the Mediterranean area. Some topics discussed during the Working Groups and papers prepared represent a scientific contribution at Mediterranean level. The AdriaMed Working Groups formulated scientific proposals focusing on areas that are recognised by the experts as requiring attention (e.g. list of shared stocks in the Adriatic Sea, proposal for the Adriatic Geographical Management Units, contribution for the definition of Operational Units, etc.) (Fig. 2). The proceedings and outcome of this work are reported in the AdriaMed publications (the list of AdriaMed Technical Documents and Occasional Papers issued so far is given in paragraph 6).

The Project Network

The links between the Project and the participating institutions make up the AdriaMed network (Fig. 3). It facilitates the development of scientific cooperation (research institutes and administrative bodies) and it includes a communication and information system (web pages, publications, fishery information system). Moreover, the network

List of the AdriaMed Working Groups and *ad hoc* meetings updated to July 2001

- Meeting of the Working Group on the Definition of Priority Topics Related to Shared Demersal Resources of the Adriatic Sea (Adriatic Sea Shared Stocks), Fano, Italy 24-25/07/2000

- Meeting of the Working Group on the Definition of Priority Topics Related to Small Pelagic Resources of the Adriatic Sea, Split, Croatia 12-13/10/2000

- Joint Meeting of the AdriaMed Working Groups on Shared Demersal and Small Pelagic Fishery Resources, Bari, Italy 13-15/02/2001

- Ad hoc Meeting on the Geographical Management Units of the Adriatic Sea

- Ad hoc Meeting for the preparation of a contribution to the Mediterranean Operational Units

- AdriaMed Meeting on Socio-Economics of the Adriatic Sea Fishery Sector, Campobasso, Italy 28-29/05/2001

- Adriatic Fishery Associations - First AdriaMed Meeting. Split, Croatia, 17–18/07/2001

is also represented by the areas of cooperation established between the Project and the GFCM Scientific Advisory Committee, the GFCM Committee on Aquaculture, and the UNEP MAP Strategic Action Plan for the conservation of Biological Diversity in the Mediterranean Region (SAP BIO Project). In order to improve the information at the regional level on Adriatic topics and activities, a web site has been developed (http: //www.faoadriamed.org) and is continuously updated. It is considered as a principal vehicle for information dissemination. AdriaMed also is also releasing a series of publications as Technical Documents, Translations, and Occasional Papers and related to meetings, missions and research organized by or conducted within the framework of the Project.

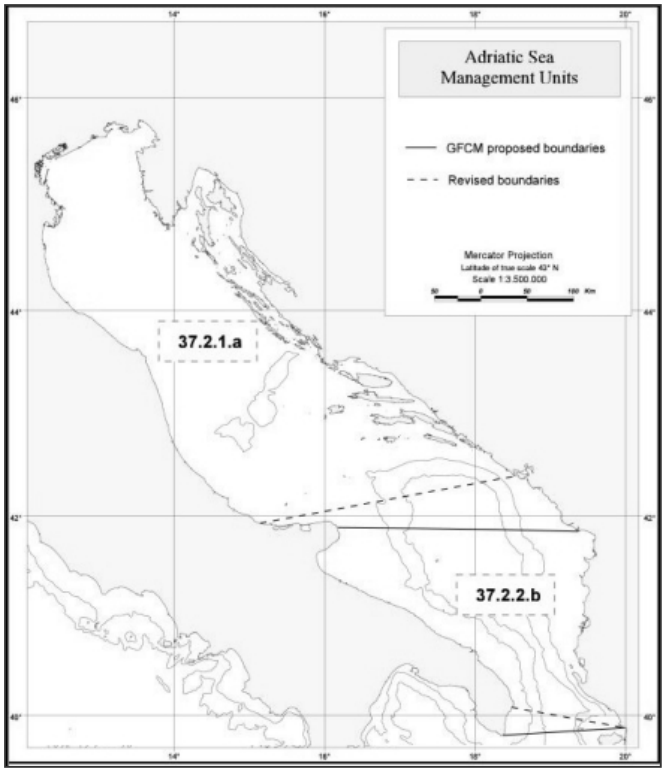


Fig. 2 - Map showping the boundaries of Adriatic Sea Geographical Management Units as originally indicated by the GFCM (solid line) and with the presently proposed revision (dottedline). From: AdriaMed. 2001. The Geographical Management Units of the Adriatic Sea. Paper presented GFCM-SAC Working Group on Management Units (Alicante, 23th -25th January 2001). FAO-MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/010/ITA/OP-02).
La cartina mostra i confini delle Aree Geografiche Gestionali (Geographical Management Units) *nel Mare Adriatico come originariamente indicato dal GFCM (linea continua) e con la revisione attualmente proposta (linea tratteggiata). Da: AdriaMed. 2001. The Geographical Management Units of the Adriatic Sea. Paper presented GFCM-SAC Working Group on Management Units (Alicante, 23th -25th January 2001). FAO-MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/010/ITA/OP-02).*

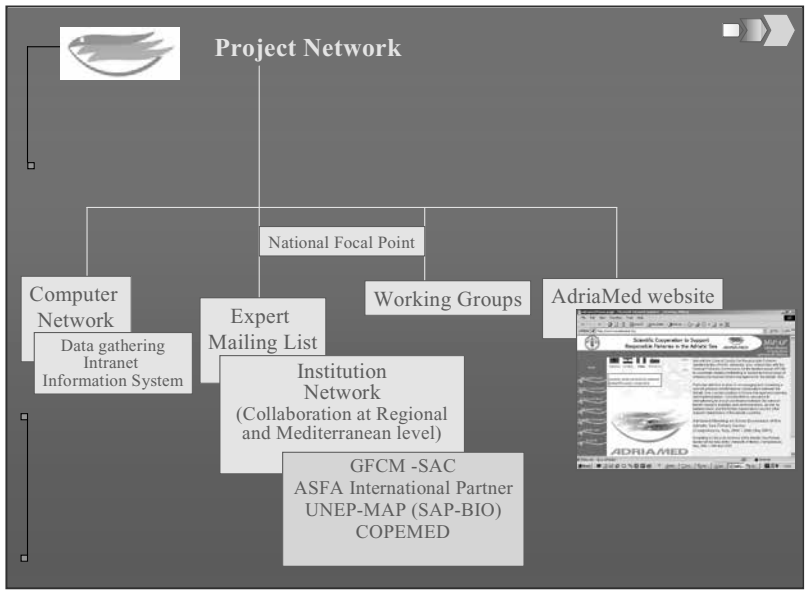


Fig. 3 - The Project Network.
Il Progetto Network.

Final remarks

Nearly sixteen months after the 1st Coordination Committee in which the Project framework and work plan was outlined, general comments can be made pertaining to the methodological aspects and the relative results.

The methodology applied to date has given clear results at the participatory level with respect to the activities of the project. The Working Groups are indicators and they represent the one of the leading element of the project in question. Aside from being the element of identification and planning of the activities, they also represent an internal monitoring system. The outcomes of the Working Groups contribute to characterising the Project as a pilot experience not only at the Adriatic level but also at the Mediterranean one.

Apart from supporting specific actions of technical assistance within the participating countries (support to the national fishery statistics systems, training etc.), the Project is gradually assuming a catalytic role fostering cooperative fishery research at the regional level. This contributes to establishing a relationship among the different areas (research, administration and production). In fact, many activities that are linked to the components of the project are coordinated not only with the scientific institutions but also with the national fishery administrations. The sharing of knowledge is considered essential for attaining the objectives set by the project. This implicates the retrieval and codification of information and scientific data available.

It may be worth noting that as a result of the cooperative framework established by the Project through its participants, several events are taking place for the first time in the Adriatic region or are being planned. For instance, among others, these are: a standardized approach to assess the genetic stock unity of some shared stocks; a regional port sampling network for small pelagic fisheries; pilot joint echo-survey

combined with environmental data collection covering the whole Northern Adriatic Sea (i.e. Croatia, Italy and Slovenia); a regionally concerted work plan on the socio-economic aspects of Adriatic fisheries; a regional forum of the fishery resource users of the Adriatic Sea.

Although ambitious as it may seem, AdriaMed can be a suitable pilot opportunity to attempt a more comprehensive move toward cooperative fishery research and management.

AdriaMed publications

All the AdriaMed publications listed hereunder are available both as hardcopy through the Project mailing list (distribution.list@faoadriamed.org) and as download from the website (http://www.faoadriamed.org).

AdriaMed Technical Documents

MASSA F., MANNINI P. (eds) (2000) - Report of the First Meeting of the AdriaMed Coordination Committee. FAO-MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/010/ITA/TD-0: 64 pp.

ADRIAMED (2000) - Priority Topics Related to Shared Demersal Fishery Resources of the Adriatic Sea. Report of the First Meeting of the AdriaMed Working Group on Shared Demersal Resources. FAO-MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/010/ITA/TD-02: 21 pp.

MANNINI P., MASSA F., MILONE N. (eds) (2001) - Priority Topics Related to Small Pelagic Fishery Resources of the Adriatic Sea. Report of the First Meeting of the AdriaMed Working Group on Small Pelagic Resources. FAO-MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/010/ITA/TD-03. *AdriaMed Technical Documents,* **3**: 92 pp.

ADRIAMED (2001) - Report of the Second Meeting of the AdriaMed Coordination Committee. FAO-MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/010/ITA/TD-04. *AdriaMed Technical Documents,* **4**: 41 pp.

ADRIAMED (In press) - Socio-economic aspects of the Adriatic Sea fisheries. Report of AdriaMed Meeting on Socio-Economic Aspects of the Adriatic Sea Fishery Sector. FAO-MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/010/ITA/TD-05. *AdriaMed Technical Documents,* **5**.

ADRIAMED (In preparation) - Adriatic Sea professional fishery associations. Report of the Adriatic Fishery Associations - First AdriaMed Meeting. FAO-MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/010/ITA/TD-06. *AdriaMed Technical Documents,* **6**.

AdriaMed Occasional Papers

ADRIAMED (2000) - Adriamed seminar on the preparation of the AdriaFISH project component (Adriatic Fishery Information System). FAO-MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/010/ITA/OP-01: 12 pp.

ADRIAMED (2001) - The Geographical Management Units of the Adriatic Sea. Paper presented at the GFCM-SAC Working Group on Management Units (Alicante, 23th-25th January 2001). FAO-MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/010/ITA/OP-02: 12 pp.

UNGARO N., VRGOČ N., MANNINI P. (2001) - The biology and stock assessment of *Merluccius merluccius* (L.) in the Adriatic Sea: an historical review by geographical management units. Paper presented at the GFCM-SAC Working Group on Demersal Species (Tunis, 13th -16th March 2001). FAO-MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/010/ITA/OP-03: 15 pp.

ADRIAMED (2001) - A preliminary contribution to the Mediterranean Operational Units. Paper

presented at the GFCM-SAC Working Group on Operational Units (Ancona, 18th -19th March 2001). FAO-MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/010/ITA/OP-04: 9 pp.

MASSA F., MANNINI P. (2001) - The FAO-AdriaMed Project and its activities of interest to the SAP BIO Project. Paper presented at the First Meeting of the Advisory Committee of the project for the preparation of a Strategic Action Plan for the conservation of biological diversity (SAP BIO) in the Mediterranean Region (Tunis, 22-23 February 2001). FAO-MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/010/ITA/OP-05: 4 pp.

AdriaMed Translations

ADRIAMED (Botim.) (2000) - Përkthim në shqip i Kodit te FAO-s te Drejtimit për një Peshkim të Përgjegjëshëm. GCP/RER/010/ITA/AT-01 40f. (Albanian Translation of the FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries, 1995).

ADRIAMED (Izdavac) (2000) - Hrvatski prijevod FAO Kodeks Odgovornog Ribarstva. GCP/RER/010/ITA/AT-02 38str. (Croatian Translation of the FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries, 1995).

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 945-946

R. Coppola

FAO, Viale delle Terme di Caracalla - 00100 Roma, Italia.

PROJECT MEDSUDMED

PROGETTO MEDSUDMED

Key-words: *cooperation, fishery, fishery projects, Mediterranean.*

The round table gave FAO and the donor, the Ministry of Agricultural Policy, the opportunity to introduce the newly approved project MedSudMed.

Within this positive momentum, with all these initiatives underway, the need to look ahead and undertake more advanced studies in some of the basic disciplines should not be underestimated. This would mean that when, as a result of the present regional cooperation, the GFCM and the SAC are fully operative and ready to absorb and implement results of in-depth studies on a large scale, some inputs would already be available.

Within this scenario and bearing all this in mind, the Donor and FAO are convinced that an initiative strongly supported by the scientific community and entirely devoted to developing a technologically advanced module (tool) to be given to the GFCM and national and regional fishery entities to support assessment and monitoring fishery resources in the Mediterranean and its ecosystem would, in the long term, greatly improve the fishery management in the area.

This research programme will concentrate common efforts on increasing the knowledge necessary and useful for the responsible management of the live resources of economic and social importance to the populations bordering the Sicilian Channel.

The most important component of the programme is the implementation of a GIS to monitor more efficiently the changing status of fish species within the ecosystem. This is critical to both fishery scientists and oceanographers. There is a growing interest in incorporating environmental data in models of fisheries ecology and population dynamics. The impact of environmental forcing is particularly important when considering marine fish stocks because of the apparent role of climate on marine productivity. More and more studies have provided evidence of the link between variations in marine fish production and variability in physical forcing. Understanding the nature of this variability is important for effective management of the fishery in the Mediterranean.

The above will enable an undertaking of the work with available funds and the establishment of transferable pilot experience. It will also contribute towards increasing knowledge and understanding, and therefore also the ability to make more accurate forecasts for the responsible management of the fisheries of this core area of the Mediterranean.

This project component is the materialisation of the above concept and is consistent with the need to improve the availability and usefulness of information resulting from a more broadly-based ecosystem-wide approach for monitoring, assessing, and forecasting the long-term sustainability of living marine resources in the ecosystem. The interaction of the living resources with related environmental and morphological variables, which has so often been emphasised in regional fora and stated in technical reports, will also be studied.

At the end of the project, each of the participating Institutions will have the same module, consisting of a national component (national ecosystem/resources), as well as an international one (shared ecosystem/resources). Moreover, with the project granting two fellowships for each of the institutions and working in total synergy with the associated Institutions, it is also supposed that the whole know-how will be available to secure sustainability of the system at national level, as well as its full use.

The main duty station of this project component will be hosted by the Donor Government at the Consiglio Nazionale delle Ricerche, Istituto di Ricerca sulle Risorse Marine e l'Ambiente (IRMA), Mazara del Vallo, Trapani. Sicily.

The work plan and activities of the project component will be regularly coordinated by annual consultations, and by making full use of computer networks to ensure compatibility plus cooperation.

The output of the programme should be obtained using innovative and advanced approaches and technologies which should, at the same time, be applicable to all countries in the project area and possibly to the entire Mediterranean. It will be tailored to the area under investigation, but will also be coherent as much as possible with the Mediterranean ecosystem to which the final results should be addressed.

The speaker made special reference to the capacity building component of this project.

All the work of the research programme will be carried out with the full involvement of scientists from the four participating countries. It is a firm mandate of this programme to produce outputs useful to the countries in a national context as well as to the Sicilian Channel area. The know-how, the data and information produced and the tools developed should be accessible, in the first instance, by all the parties involved and therefore to other institutions and countries in the GFCM.

Apart from the project staff, the associated consultants and the experts, this project component anticipates the granting of fellowships to eight young scientists from the four countries who will be used for on-the job training with a basic salary. The fellows will be recruited under contract by the project, according to the skills, the prospects and the needs.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 947-948

R. Coppola

FAO, Viale delle Terme di Caracalla - 00100 Roma, Italia.

PROJECT MEDIFISIS

PROGETTO MEDIFISIS

Key-words*: fishery statitistics, fishery management, network, Mediterranean.*

Before closing the session of presenting the projects already active in the Region, a new initiative was also introduced. The Sub Committee on Statistics and Information Systems, in collaboration with the FAO technical division, was preparing a Regional Statistical Project to be first submitted to the GFCM Commission for its endorsement, and then for financing.

It was anticipated that the MEDIFSIS project was expected to create a Mediterranean Fishery Statistics and Information System, which would contribute to the sound management of living marine resources of the Large Marine Ecosystem of the Mediterranean. It will be based on national fishery statistics systems, which will be enhanced and standardised within the MEDIFSIS framework in such a way as to meet obligations associated with the countries' respective governments, as well as those of international organisations and fishery bodies.

This regional system will be designed and function in a way to ensure that the information necessary for tracking sustainability indicators and establishing reference points is collected in a reliable and timely manner. As the key regional fishery body, the General Fisheries Commission for the Mediterranean (GFCM) will be the principal user of the system in its role to monitor the sustainable development and management of fisheries in the Mediterranean.

The project will undertake a multidisciplinary evaluation of already existing databases and statistics and information systems in the region, national statistical requirements, European Union regulations (eg. 1543/2000) and requirements of international fishery bodies.

Specific assistance will be provided to countries to develop their fishery statistics system accordingly on request, whilst ensuring regional compatibility, a minimum level of data quality and coverage and the sustainability of the proposed system. The national fishery register systems will be assessed for reliability and efficiency, and redesigned or improved as necessary, so as to ensure their utility for catch and effort assessment surveys, and for other internal needs such as controlling and issuing fishing licenses. National time series data will be analysed using modern statistical methods and, where needed, an appropriate sampling strategy will be designed, implemented and supported to obtain reliable catch, effort and biological timely data which will contribute significantly to the monitoring of the Mediterranean as a Large Marine Ecosystem. In view of the different political regions in the Mediterranean and the different technical capacity within each country, the proposed project will intervene at different levels in each case. It is envisaged that national and regional experts will take an active part in the project, whilst other nationals will be trained in basic statistics, data collection systems and data processing and analysis.

Periodic national reports, using the processed data, will be prepared for top-level government officials, national entities and regional bodies. The former will be made aware of the importance of these reports to ensure the continuity of an official methodology to monitor fishing activities which will in turn help to maintain the proposed regional fishery statistics and information system.

The GFCM will co-ordinate and harmonise the activities and will subsequently establish a Mediterranean Fishery Statistics and Information System by creating a network of compatible national systems and by incorporating existing regional and sub-regional systems as components of this single proposed regional system, after making them compatible.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 949-951

C. Piccinetti

Laboratorio Biologia Marina e Pesca, Università di Bologna, Viale Adriatico 1/N - 61032 Fano, Pesaro Urbino, Italia.

CONSIDERAZIONI SULLE COLLABORAZIONI INTERNAZIONALI NELLA GESTIONE DELLA PESCA

CONSIDERATIONS ON THE INTERNATIONAL COOPERATION ON FISHERY MANAGEMENT

Key-words: international cooperation, fishery, Adriatic Sea.

Ho ascoltato con interesse quanto è stato detto sui progetti di collaborazione scientifica internazionale e ringrazio il Dott. Csirke della FAO per le gentili considerazioni sul ruolo dell'Italia. Ritengo doveroso, come rappresentante dell'Amministrazione italiana nel Consiglio Direttivo del COPEMED e come focal point italiano nell'ADRIAMED, segnalare che vi è una notevole soddisfazione da parte italiana nel considerare l'attività di questi due progetti.

Il progetto COPEMED è partito con un notevole slancio ed ha creato all'Italia delle difficoltà per partecipare alle molteplici iniziative; il progetto è stato calibrato su attività da svolgere in Paesi mediterranei, ove la pesca ha in genere una dimensione modesta. Si consideri, ad esempio, il censimento della flotta da pesca dei diversi Paesi dell'area promosso dal COPEMED: in Italia vi è una flotta di oltre 15.000 unità da pesca, mentre altri Paesi hanno flotte che operano in Mediterraneo di poche centinaia di motopesca in tutto. In qualche Paese si è riusciti a fare il censimento in pochi mesi e in altri, come l'Italia, in due anni non siamo riusciti a portarlo a termine con i criteri prestabiliti.

Non si creda che in Italia i dati sulla flotta non ci siano; ogni Paese conosce la propria flotta, ma i criteri di classificazione non utilizzano gli stessi parametri e le stesse classi dimensionali, per cui i dati non sono comparabili tra loro. Se le suddivisioni della flotta per attrezzo, classe dimensionale, potenza ecc., prescelte dal COPEMED per rendere confrontabili i dati non sono omogenee con quelle che già esistono in ogni Paese nell'ambito delle statistiche, occorre rielaborare i dati o raccoglierne di nuovi. Spesso ci siamo trovati in difficoltà a seguire alcune iniziative che prevedevano una raccolta di dati omogenea per tutto il Mediterraneo occidentale, obbligandoci ad integrare la banca dati. Come avete avuto modo di sentire dalla riunione di questa mattina, il progetto COPEMED ha avuto tantissime iniziative in diversi settori e subaree e la disponibilità italiana a collaborare ha trovato un limite nei mezzi e uomini da mettere in campo. Non esistevano collaborazioni scientifiche con tutte le istituzioni dell'area Copemed, molti problemi non sono comuni a tutti i Paesi.

L'impossibilità pratica di seguire le oltre 50 linee di attività messe in piedi nell'ambito del progetto COPEMED, può aver dato l'impressione di una mancanza d'interesse.

Un discorso diverso riguarda il progetto ADRIAMED. Oltre all'esigenza di sviluppare la cooperazione generale in Adriatico, da parte italiana si è considerato il progetto come il punto di arrivo di una collaborazione già esistente che è stata sviluppata per decenni tra tutti i Paesi dell'area adriatica e tra i vari Istituti che si affacciano sull'Adriatico. Tra gli Istituti di Trieste, di Fano, di Ancona, di Bari e gli Istituti dell'Al-

bania e dell'ex Jugoslavia esistono da decenni dei rapporti di collaborazione estremamente intensi. Non è stato necessario "creare" dei rapporti, ma occorreva consolidare ed organizzare al meglio determinate situazioni. Questo è stato avviato con una grande soddisfazione di tutti, in particolare sloveni, croati ed albanesi che hanno espresso, a loro volta, la soddisfazione di come viene portata avanti questa collaborazione, perché il progetto ADRIAMED va a consolidare ed istituzionalizzare il rapporto di amicizia e collaborazione preesistente.

Un importante aspetto sottolineato dal Dott. Massa nella sua presentazione del progetto ADRIAMED è che, oltre a sviluppare un rapporto di collaborazione sia a livello di ricerca sia tra le Amministrazioni nazionali della pesca, c'è anche una linea del progetto che coinvolge le organizzazioni professionali dei pescatori. Questo è uno dei punti forti del progetto ADRIAMED e siamo particolarmente soddisfatti che anche la FAO abbia accolto questo coinvolgimento con grande passione. La possibilità di arrivare a un coordinamento nelle ricerche e nelle disposizioni amministrative è stata estesa alla gestione delle attività di pesca, con il coinvolgimento attivo delle organizzazioni dei pescatori.

Il Dott. Massa ha preannunciato una riunione a luglio nell'ambito delle organizzazioni professionali dei pescatori del bacino Adriatico, e già sono stati avviati rapporti di collaborazione fra gruppi di pescatori delle due sponde. Questo allargamento alle categorie dei pescatori è particolarmente importante, perché per risolvere i problemi della pesca non basta la conoscenza scientifica; noi possiamo conoscere tutto sui cicli biologici dei pesci, su come vivono, come interagiscono tra loro, le Amministrazioni possono coordinare le misure gestionali, ma se i pescatori non condividono le misure gestionali e non sono partecipi a tutto il processo decisionale, diviene difficile applicare le misure concordate. Le amministrazioni nazionali, i ricercatori e le organizzazioni professionali devono considerare il problema della pesca nella sua globalità e non limitato a quel piccolo tratto di mare sul quale ogni pescatore o ricercatore opera: occorre una visione generale per l'intero bacino Adriatico. I pesci sono comuni: nascono su una sponda del bacino, crescono, si riproducono sull'altra, ritornano indietro, si spostano; il pesce azzurro per esempio si sposta da una parte all'altra 3-4 volte all'anno, anche le triglie, le seppie e tante altre specie nascono da una parte dell'Adriatico e si spostano e crescono nell'altra. Questo aspetto lega profondamente tutti gli operatori della pesca adriatica, ed è il motivo per cui nel bacino Adriatico dobbiamo trovare il modo per coordinarci e operare insieme, a tutti i livelli.

La ricerca scientifica è all'avanguardia in questo coordinamento, siamo riusciti a lavorare insieme con il programma MEDITS, svolto da diversi anni con la partecipazione anche di Slovenia, Croazia ed Albania così da coprire quasi l'intero bacino e stiamo ampliando la collaborazione al programma GRUND. Questo era un programma di ricerca italiano che considera le acque nazionali italiane ed internazionali fino al limite delle acque territoriali degli altri Paesi. Sin dall'inizio, nel 1982, i ricercatori dell'ex Jugoslavia sono stati coinvolti nelle campagne in mare e nell'elaborazione di tutti i dati ed hanno partecipato attivamente a tutte le campagne. Il progetto ADRIAMED prevede l'allargamento ufficiale delle attività del progetto GRUND alle acque territoriali degli altri Paesi. Questo vuol dire che finalmente anche in Adriatico si avrà una conoscenza completa non solo del pesce che sta dalla parte italiana fino alla linea mediana o al limite delle acque territoriali dei Paesi di fronte, ma si potrà conoscere la distribuzione su tutto il bacino; quindi si potranno conoscere meglio i cicli biologici dei pesci e degli altri organismi ed avere maggiori informazioni per la gestione della pesca.

E' necessario raccogliere informazioni di vario tipo sulla pesca e questo è uno dei compiti del progetto ADRIAMED. Per questo progetto, molto più limitato territorialmente del progetto COPEMED, l'Italia sta impegnandosi e sta sostenendo tutte le iniziative di collaborazione che vengono avanzate nell'ambito di ADRIAMED.

Desidero sottolineare un altro aspetto che riguarda la collaborazione internazionale nel settore della pesca: le unità di gestione definite recentemente nell'ambito del CGPM/FAO sono numerose; se si osserva la carta delle Management Units del Mediterraneo, notiamo che l'unica zona rimasta con delle aree di gestione comuni a più Paesi è l'Adriatico, Alto e Medio Adriatico da una parte e Basso Adriatico dall'altra. Il Canale di Sicilia ed il Mare di Alboran, altre aree con risorse comuni a più Paesi, sono state divise in più aree di gestione. Per l'Adriatico, dove è impossibile separare le risorse biologiche, vi è stata anche una volontà politica che ha deciso di tenere unito l'Adriatico in un'unica area perché si deve arrivare ad una gestione unitaria, almeno come coordinamento. La gestione coordinata è il punto di arrivo, nel corso del progetto ADRIAMED vorremmo arrivare ad avere delle indicazioni concrete su alcuni aspetti, quali aree di tutela biologica, misure tecniche sugli attrezzi di pesca ecc.

Non voglio prendere altro tempo, ma la collaborazione internazionale nel settore della pesca è molto importante e coinvolge tutti gli attori del sistema, nessuno escluso.

Sono coinvolte le Amministrazioni locali, le Amministrazioni regionali e le Amministrazione nazionali, la ricerca scientifica a vari livelli e le organizzazioni professionali; con il contributo di tutti si può arrivare a dare una risposta unitaria ad un problema unitario.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 952-954

A. Tursi

Dipartimento di Zoologia, Università di Bari, Via Orabona, 4 – 70125 Bari, Italia.

IL PROGETTO INTERREG II ITALIA-ALBANIA: UN MODELLO DI COOPERAZIONE

INTERREG II ITALY-ALBANY: A COOPERATION MODEL

Key-words*: Adriatic Sea, Ionian Sea, monitoring.*

Grazie mille signor Presidente. Mi rendo conto dell'orario e dell'invito del Chairman, per cui cercherò di essere estremamente breve. Porterò l'esperienza di due progetti INTERREG attualmente in corso nelle acque adriatiche ed ioniche. I progetti INTERREG sono progetti che non sono finalizzati soltanto ed unicamente alla ricerca, bensì sono programmi di cooperazione allo sviluppo, per cui nelle varie misure del programma sono presenti vari obiettivi: c'È la formazione e l'addestramento dei giovani, la costruzione di infrastrutture fra cui alcune anche di rilevanza internazionale i cui finanziamenti sono veicolati attraverso questo programma.

E' evidente che l'aspetto che in questa sede risulta più interessante è quello che riguarda il rapporto tra ricerca e sviluppo.

Personalmente ho seguito due progetti INTERREG di cooperazione, di cui uno con la Grecia ed uno con l'Albania.

Per quanto riguarda l'Albania, nel programma INTERREG II non sono state inserite attività di ricerca alieutica a causa della presenza di un altro progetto, denominato ADRIAMED, di cui si è appena detto, per cui il progetto INTERREG Italia-Albania è stato orientato sulla ricerca oceanografica in senso lato. A tal fine sono state avviate attività di campo di cui alcune si sono già concluse, vale a dire due campagne oceanografiche. I progetti INTERREG II terminano infatti tutti il 31 dicembre 2001 ed hanno previsto tre campagne oceanografiche di chimica, sedimentologia, planctonologia, bentonologia ecc.

Hanno partecipato, per la parte italiana, le Università italiane riunite nel Consorzio Nazionale Interuniversitario per le Scienze del Mare (CoNISMa) con vari gruppi di ricerca, fra cui: il prof. L. Guglielmo, per la planctonologia, il prof. R. Frache per l'oceanografia chimica, il prof. Giancarlo Spezie dello IUN di Napoli, per la parte di oceanografia fisica ecc.

In totale circa una ventina di gruppi di ricerca italiani hanno preso parte al progetto. I colleghi albanesi hanno preso parte a bordo della nave oceanografica in un vero rapporto di cooperazione scientifica. Alla I campagna hanno partecipato gli oceanografi fisici, il prof. Niko Pano ed il dott. Veli Puka dell'Istituto di Meteorologia di Tirana. Nella II campagna hanno partecipato, oltre a questi due colleghi albanesi anche un nostro socio della Società Italiana di Biologia Marina, il dott. Edmond Hajderi, il quale ha collaborato con il gruppo del prof. L. Guglielmo nell'attività di ricerca sul plancton. E'opportuno sottolineare l'importanza di questa ricerca soprattutto per un fatto: dopo oltre 50 anni finalmente Ë stato possibile rilevare i dati oceanografici della fascia costiera nelle acque albanesi, utilizzando la stessa metodologia e lo stesso piano di campionamento che sono poi stati attuati lungo le coste pugliesi.

Il progetto prevedeva tre campagne oceanografiche di 15 giorni di attività distribuite giorno-notte, mediante l'utilizzo della Nave "Italica", la stessa nave impegnata nelle ricerche antartiche.

Il piano di campionamento Ë stato disegnato in modo estremamente fitto lungo tutti e due i versanti, partendo dalla Puglia ed arrivando in Albania per poi ritornare in Puglia continuando a monitorare le stazioni su entrambi i versanti. I risultati sono ancora in corso di elaborazione, ma risultano di estremo interesse scientifico per il semplice motivo che sino ad ora ignoravamo quasi del tutto ciò che avveniva lungo le acque albanesi. Inoltre, sempre nell'ambito dello stesso progetto, Ë prevista la posa in opera di una boa oceanografica nelle acque di Durazzo ed una in quelle antistanti la città di Bari in grado di rilevare le correnti e la situazione termoalina nonchè, grazie ad una stazione meteo di cui è dotata, anche l'andamento meteorologico (ventosità e temperatura soprattutto).

E' evidente che la cooperazione internazionale sta funzionando egregiamente e di questo occorre ringraziare anche il Governo Albanese nella persona dello stesso Roland Kristo che ha accelerato l'iter amministrativo del progetto che, all'inizio risultava cosÏ complesso sul piano organizzativo burocratico.

Basti pensare che tale progetto prevedeva di andare con una nave in acque albanesi, con circa 40 persone a bordo dove si doveva lavorare giorno e notte, per cui sussistevano dei problemi veramente complicati da dover risolvere. Grazie appunto alla collaborazione da un lato di Roland Kristo e dall'altra di Hedmond Hajderi si è riuscito a risolvere tali problemi in maniera quanto mai celere e precisa. Di ciò un grazie anche all'Ambasciata italiana a Tirana.

Per quanto riguarda INTERREG Italia-Grecia invece, il progetto è quasi terminato, poichè esso era iniziato alcuni mesi prima del precedente. Questo progetto ha previsto attività ancor più diversificate, con ricerche zoologiche, botaniche, oceanografiche, sedimentologiche, idrologiche ecc. a cui hanno partecipato gruppi italiani e greci molto più numerosi. Nell'ambito di tale progetto c'è stata anche un'esperienza di pesca seguita dal gruppo di ricerca dell'Università di Bari insieme al gruppo del National Marine Center of Research di Atene finalizzata allo studio delle risorse alieutiche condivise. Questo progetto rappresenta un classico modello da programma INTERREG. Lungo le coste pugliesi esiste da decenni una pesca batiale profonda, che è assente lungo la costa greca laddove la pesca si ferma normalmente intorno ai 300 m di profondità massima. Il progetto si è svolto utilizzando una barca italiana, ma con a bordo personale misto italiano e greco, costituito non solo da ricercatori, ma anche pescatori. Il progetto si è svolto da Othoni, ai confini con l'Albania, sino a Zacinto. Sono state effettuate tre campagne di ricerca in acque greche ed una in acque italiane. Tutto questo lavoro ha portato all'individuazione di quelle che sono le risorse alieutiche profonde condivise e, soprattutto, allo studio di alcune specie, come i gamberi rossi, che costituiscono una risorsa economica di elevato valore. Data l'assenza di attività di pesca in tali aree marine greche, per la prima volta è stato possibile calcolare a mortalità naturale di molte specie, contribuendo in tal modo alla definizione di modelli gestionali più affidabili.

I risultati di tale progetto sono stati ecccellenti per cui si pensa già al futuro programma INTERREG III che deve prevedere anche attività di formazione on the job dei giovani ricercatori italiani e stranieri.

In questo momento ben 500 professori albanesi, ricercatori e docenti sono ospiti dell'Università di Bari nei vari settori grazie ad una delle misure previste da INTERREG II. Numerosi sono i medici albanesi che sono ospiti a Bari presso il Policlinico,

oltre a molti giuristi, letterati nei vari settori per un totale di circa 500 unità tra docenti e ricercatori albanesi che stanno frequentando periodi di aggiornamento presso l'Ateneo barese. E' quindi anche questo un intervento di cooperazione, molto imponente e complesso, finalizzato all'aggiornamento tecnico-scientifico di ricercatori albanesi, tappa questa indispensabile in vista di futuri progetti di cooperazione allo sviluppo.

Biol. Mar. Medit. (2002), 9 (1): 955-957

D. Levi

Direttore IRMA-CNR, Via Luigi Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo, Trapani, Italia.
levi@irma.cnr.pa.it

TWO NEW IDEAS FOR THE COMMON FISHERIES POLICY

Rightly enough the EU Common Fisheries Policy (CFP) is an ongoing process that incorporates amendments and adjustments. The process has been duly recorded in the scientific literature, and the Commission has taken note in its preparation for CFP reformation due in 2002 (Commission of the European Community, "Green Paper on the Future of the Common Fisheries Policy". Brussels, 20-03-2001, COM (2001) 135: 40 pp).

The Green Paper on the Future of the CFP is a valuable attempt at analysing observations and criticisms of the CFP. Correctly so, it lists only options available and issues to be borne in mind rather than making decisions. It is difficult to deny that EU decision-makers have been aided by an impressive number of ongoing projects, concerted actions etc.

Thus, this is perhaps the right moment to start putting forward new ideas instead of offering criticism. In doing this, to be European means not getting trapped in the confines of reasoning at the local (regional or national) level, but searching for ideas throughout the world to generate simple but robust management techniques that are economically and socially acceptable and able to sustain modifications and amendments without altering their core purpose.

- The first idea is that of a *rotating system* of fishing effort. Once it has been decided *a priori* that it is beneficial for a given fishery to reduce its fishing effort by a certain percentage, equal proportions of the fleet would take turns halting fishing effort. Shifts would be randomly rotated, and, should a group of fishermen be subjected to a rest period that would have otherwise been economically favourable, it would be vital to prolong the system to ensure that they are not penalised.

This would be the underlying framework for how to manage a given fishery. The next step would be how to successfully apply the system of rotation; decide what the role of authorities, fishermen, fishermen's organisations and researchers should be; and what the duration of the system should be. This should be established on a case by case basis.

However, once decided upon and formalised, it would be binding for all the actors involved, but is clear that such a system would be at no cost to any given public administration.

- Vice-versa the second idea is expensive, but we dare to think it is worth it, inasmuch as it could be successful. This is a *system of awards* for the quality of landings. We are aware that this goes against perceived wisdom in two ways: firstly because it rewards rather than punishes; secondly (and possibly more striking) because it provides incentives rather than rationing the catch. By quality we mean, oversimplifying, the larger the average size the better. Awards must exceed any possible gains from fiscal evasion (i.e. not declaring catches of low quality) and encourage fishermen to declare the quality and quantity of landings. Implementation must be considered case by case in this system as well, without altering the core purpose of the management framework.

These two management schemes should be considered as if they were Siamese twins; to separate them would mean to condemn the survivor. Together they provide an

efficient and credible system of monitoring our resources. Amongst the advantages we foresee, there would be at least an easier life for administrators and researchers.

I write not as an expert in law, politics or administrative management, but as a fisheries scientist with more than thirty years of experience in Mediterranean fisheries, predominantly, who is aware that something has to change in the current state of affairs regarding European fisheries. I apologise for the approximations made in my elaborations, but I believe that it would be highly beneficial to put these two ideas up for debate, criticism, thought, experimentation and consequent adjustments, overall on the base of how novel they are compared to other fisheries management techniques.

DUE IDEE NUOVE PER LA POLITICA COMUNE DELLA PESCA

Come è giusto che sia, la PCP (CFP) è un processo, con aggiustamenti e verifiche. La letteratura scientifica ha fedelmente registrato il processo, e la Commissione ne ha tenuto conto preparando la sua riforma attesa nel 2002 (Commission of the European Communities, "Green Paper on the Future of the Common Fisheries Policy". Brussels, 20.3.2001, COM (2001) 135: 40 pp.

L'ultimo documento citato è uno sforzo pregevole di tener conto di critiche e osservazioni e, come è giusto che sia, non fa ancora scelte ma elenca opzioni e argomenti da non dimenticare. E' difficile negare questa impressione, e non va sottocitato che negli ultimi anni la riflessione dei decisori nell'UE è stata aiutata da un numero impressionante di studi, azioni concertate ecc., tutt'ora in corso.

E' quindi forse questo il momento giusto per provare a formulare idee, piuttosto che critiche. Nel fare ciò, essere europei vuol dire non restare intrappolati in logiche locali, nazionali o regionali, ma sforzarsi di trovare idee per meccanismi di gestione semplici e robusti, economicamente e socialmente accettabili, capaci di sopportare modifiche e aggiustamenti senza essere snaturati.

- La prima idea è *un sistema di rotazione* dello sforzo di pesca. Consiste, se si è deciso a priori che per una data fishery è opportuno ridurre lo sforzo di una certa percentuale, nel fermare a turno una uguale percentuale delle flotte. Il sistema dei turni sarà a rotazione casuale e si deciderà a priori che l'esperienza si prolungherà almeno per il tempo necessario a non penalizzare chi, per la casualità del processo, si è dovuto fermare in un periodo economicamente più conveniente per la pesca.

Questa è la linea guida europea nel senso già detto. Poi, come arrivare alla decisione, se e quanto applicare il sistema di rotazione, il ruolo delle autorità, dei pescatori, delle loro organizzazioni, dei ricercatori, la durata del sistema: tutto questo e altro ancora dovranno essere stabiliti situazione per situazione. Ma una volta deciso e formalizzato, è chiaro che il sistema sarà a costo zero per l'amministrazione pubblica ma vincolante per tutti gli attori coinvolti.

- La seconda idea è invece costosa, ma osiamo pensare che ne valga la pena. E' un *sistema a premio* per la qualità degli sbarchi. Siamo consapevoli che c'è una doppia inversione logica: la prima nel premiare anziché punire, la seconda (forse ancora più sconvolgente) nell'incentivare la cattura anziché contingentarla. Per qualità intendiamo, ipersemplificando, la taglia media. Il premio dovrà superare l'interesse all'evasione fiscale e far scattare la disponibilità a dichiarare qualità e quantità degli sbarchi. Anche in questo caso, le modalità d'attuazione andranno studiate tecnicamente caso per caso, senza alterare lo spirito dell'idea.

Le due idee sono congiunte come gemelli siamesi e separarle vuol dire condannare anche quella che sopravvive. La coppia implica un sistema di monitoraggio dello stato delle risorse efficace e credibile. Tra i tanti vantaggi che ci piace prevedere, una vita più facile per l'amministrazione e per la ricerca non è certo l'ultimo.

L'autore non è un esperto di scienze giuridiche, politiche o amministrative, è uno scienziato della pesca con più di trent'anni di esperienza e lavoro prevalentemente sulle fisheries mediterranee e con la consapevolezza che, così come stanno le cose oggi, è meglio cambiare. Egli si scusa quindi dell'approssimazione nel livello di elaborazione, ma pensa che sia opportuno sottoporre ora le due idee al dibattito, alla critica, chissà, alla prova e agli aggiustamenti conseguenti, soprattutto sulla base della loro novità rispetto agli strumenti disponibili.