# INDICE GENERALE

Elenco dei partecipanti al XXXIV Congresso SIBM

PARTE PRIMA

**TEMA 1 – *Aree marine protette e gestione delle risorse alieutiche***

*Comunicazioni*

PIPITONE C., BADALAMENTI F., D'ANNA G., JAMES C., PICKERING H., SCOTTI G., WHITMARSH D. – Ricerca e gestione delle risorse marine costiere nella "riserva di pesca" del Golfo di Castellammare (Sicilia N/O)..... 1

CASOLA E., MAGNIFICO G., LANERA P., SABATELLA R., SANTULLI A., SASSU N., FRESI E. – Rilevamento e caratterizzazione della flotta peschereccia che opera in aree marine protette..... 12

SCARCELLA G., BOMBACE G., FABI G., GRATI F. – Aumento controllato dello sforzo di pesca in una barriera artificiale dell'Adriatico settentrionale: effetti sul popolamento ittico..... 21

TUNESI L., DI NORA T., AGNESI S. – Potenzialità delle aree marine protette per la gestione delle risorse ittiche in Italia..... 33

TUNESI L., MOLINARI A., PICCIONE M.E. – The study of the artisanal fishery to support the establishing of the Gallinaria Island's Marine Protected Area (Ligurian Sea)..... 40

BRADAI M.N., JRIBI I., BOUAIN A., EL ABED A. – Les îles Kuriat: un site à protéger en Tunisie..... 47

*Poster*

BATTAGLIA P., POTOSCHI A., MANGANARO A. – Indagine preliminare sulle attività di pesca nell'Area Marina Protetta "Capo Rizzuto" ..... 51

BELTRANO A.M., CANNIZZARO L., VITALE S., MILAZZO A., NORRITO G., PULEO M. – Aspects of the artisanal fishery in the Egadi Islands Marine Protected Area ..... 56

CELLINI E. – Osservazioni sulla piccola pesca nell'Area Marina Protetta "Capo Rizzuto"..... 60

CORSI I., BONACCI S., CHIEA R., FARCHI C., DELLA TORRE C., AMATO E., FOCARDI S. – Application of a multimarkers approach for the assessment of TNT-exposure in fish: a case study in the Tremiti Islands Marine Protected Area..... 65

FIORENTINO F., VASSALLO C., MASSARI F. – Preliminary list of fish off the coast between Isola delle Femmine and Punta Barcarello (North-Western Sicily) according to underwater photos..... 70

GAMBACCINI S., ROMANO F., VANNUCCI A., DE RANIERI S. – Diversità specifica di popolamenti ittici in due aree marine protette dell'Arcipelago Toscano (Isole di Capraia e Giannutri)..... 73

MURENU M., PAIS A., ADDIS P., FARCI S., FERRARI A., OLITA A., ORTU A., POMA S., MURA F., GRECO S., CAU A. – Primi dati sulla composizione dei popolamenti ittici in tre aree marine protette della Sardegna..... 76

RINELLI P., RAGONESE S., CONSOLI P., FLORIO G., ROMEO T., PERDICHIZZI F., GRECO S. – Monitoring no-taken areas: the cases of the gulfs of Castellammare and Patti (northern coasts of Sicily) ..... 82

ROMANO F., GAMBACCINI S., VANNUCCI A., VIVA C. – Confronto tra specie ittiche di interesse commerciale in aree marine a diversa protezione nell'isola di Capraia (Arcipelago Toscano)..... 88

**Tema 2 – *Crescita e senescenza degli organismi marini***

*Relazione*

RAGONESE S. – Growth and senescence interaction in fish: the state of art ..... 91

*Comunicazioni*

CABRINI M., BLASUTTO O., LAZZARINI B., PECCHIAR I., VIRGILIO D., FONDA UMANI S. – Valutazione della dinamica delle fioriture a diatomee e forme di resistenza nel Golfo di Trieste (Nord Adriatico)..... 107

CAPEZZUTO F., MAIORANO P., GIOVE A., D'ONGHIA G. – Accrescimento, longevità ed effetti della senescenza in *Aristeus antennatus* nel Mar Ionio ..... 114

LARATO C., DEL NEGRO P., SIST P., URBANI R., FONDA UMANI S. – Degradazione batterica degli essudati di *Chaetoceros curvisetus* (Bacillariophyceae) in fase senescente..... 124

MAZZIOTTI C., POMPEI M., GHETTI A., CANGINI M., MONTANARI G., FERRARI C.R. – Crescita e senescenza di *Gonyaulax fragilis* (Dinophyceae) nei processi di formazione di aggregati mucillaginosi lungo la costa emiliano-romagnola ..... 131

ORSI RELINI L., PALANDRI G., GARIBALDI F., LANTERI L. – Note su alcuni parametri di popolazione della balenottera comune, *Balaenoptera physalus* (Linneo, 1758)..... 138

JABEUR C., GOBERT B., MISSAOUI H. – Cycle de vie du rouget de roche (*Mullus surmuletus*) dans le golfe de Gabès et effet des métiers de la pêche au chalut sur son stock ..... 155

*Poster*

CEFALI A., MAISANO M., BATTAGLIA P., D'AGATA A., GALUPPO N., SCARFÍ K., BRUNO R. – Stima dell'accrescimento di *Trachurus picturatus* (Bowdich, 1825) nelle acque del basso Tirreno e dello Stretto di Messina..... 159

CERIOLA L., MARANO C.A., MARTINO M., MARZANO M.C., UNGARO N. – Informazioni preliminari sull'accrescimento di *Trigla lucerna* Linnaeus, 1758 nell'Adriatico meridionale ..... 163

PEIRANO A., KRUŽIC P. – Growth comparison between Ligurian and Adriatic samples of the coral *Cladocora caespitosa*: first results ..... 166

POTOSCHI A., BATTAGLIA P. – Stima della crescita e considerazioni su alcuni aspetti biologici del luccio di mare, *Sphyraena sphyraena* (Linneo, 1758) ..... 169

ROLLANDI L., GARIBALDI F., PALANDRI G., ORSI RELINI L. – Correlazione tra tasso di crescita e maturazione sessuale nella femmina del pesce spada (*Xiphias gladius* L.)..... 174

ROSITANI L., MARANO C.A., MARTINO M., PASTORELLI A.M. – Accrescimento in ambiente controllato di giovani esemplari di *Caretta caretta* L.. 178

SABATINI A., PENDUGIU A.A., PESCI P., SIRIGU W., FOLLESA M.C. – Definizione delle coorti d'età in piccoli campioni attraverso l'analisi multivariata: l'esempio dello zerro (*Spicara smaris*) ..... 181

**Tema 3 – *Passato e futuro degli indicatori biologici***

*Relazione*

SANDULLI R. – Il ruolo degli indicatori biologici nella valutazione dello stato dell'ambiente marino..... 185

*Comunicazioni*

ARIZZI NOVELLI A., LOSSO C., PICONE M., MARCHETTO D., MOLINAROLI E., GHETTI P.F., VOLPI GHIRARDINI A. – Possibili effetti della risospensione dei sedimenti sulla tossicità: risultati preliminari in laguna di Venezia utilizzando come indicatore il riccio di mare *Paracentrotus lividus* (Lmk) ..... 193

FORNI G., OCCHIPINTI AMBROGI A. – Applicazione del Coefficiente Biotico (Borja *et al.*, 2000) ad una comunità macrobentonica nel Nord Adriatico..... 202

GIOVANARDI F., FERRARI C.R., RINALDI A., VOLLENWEIDER R.A. – L'impiego dell'Indice TRIX e di altri indicatori derivati a supporto delle amministrazioni per la redazione dei piani di tutela (Art. 44, D.Lgs. 152/99): il caso emiliano-romagnolo..... 210

GRISTINA M., GAROFALO G., BIANCHINI M.L., CAMILLERI M., FIORENTINO F. – Evaluation of the performance of an index of trawling impact in the Strait of Sicily ..... 230

LAZZARA L., NARDELLO I., GALLO C. – La microflora simpagica bioindicatrice di condizioni ambientali estreme nell'ecosistema *pack-ice* ..... 242

LIBRALATO S., PRANOVI F., RAICEVICH S., GIOVANARDI O. – *Mixed trophic impact* e *transfer efficiency* come indicatori del ruolo di una specie e dello stato dell'ecosistema ..... 255

LOSSO C., ARIZZI NOVELLI A., PICONE M., GHETTI P.F., VOLPI GHIRARDINI A. – "Fattori di confusione" nell'utilizzo del riccio di mare *Paracentrotus lividus* come indicatore nei saggi di tossicità per gli ambienti marino-costieri ..... 265

NICOLETTI L., LA VALLE P., CHIMENZ GUSSO C. – Specie indicatrici: il caso *Corbula gibba* (Olivi, 1792) ..... 273

NOCCIOLINI S., BUCCI M., BENCI P., BACCI E. – Batteri eterotrofi come bioindicatori della qualità delle acque marine costiere ..... 278

PRANOVI F., RAICEVICH S., LIBRALATO S., GIOVANARDI O., TORRICELLI P. – Exergia e produzione: indicatori utili per la valutazione del disturbo indotto dall'attività di pesca sulle comunità bentoniche? ..... 287

RAICEVICH S., PRANOVI F., LIBRALATO S., BOTTER L., GIOVANARDI O. – Messa a punto di indicatori per la valutazione del danneggiamento indotto dalla pesca su crostacei brachiuri ..... 296

AFLI A., BEN MUSTAPHA K. – Réponse des peuplements zoobenthiques aux perturbations: exemple de la region côtiere de La Dkhila (Tunisie) et comparaison avec le golfe du Morbihan (France) ..... 304

*Poster*

BANDINI F., MAZZIOTTI C., ABBONDANZI F., CAMPISI T., IACONDINI A., MORALES C. – Batteria di test ecotossicologici nell'analisi di sedimenti provenienti da aree marine e salmastre ..... 312

CRUSCANTI M., AGUZZI L., NOCCIOLINI S., CALDARINI J., CALVANELLA S. – Composizione e distribuzione del genere *Acartia* (Copepoda, Calanoida) nel Tirreno centro-settentrionale. Dati preliminari ..... 318

FERRARI S., DE BIASI A.M., PACCIARDI L., FABI G., PULETTI M. – Impiego del bioindicatore *Mytilus galloprovincialis* per la valutazione dei livelli di metalli pesanti nei pressi di una piattaforma di estrazione di gas-metano ..... 322

FERRARI S., MACCHIA S., MELA F., BIGONGIARI N., PELLEGRINI D., VANNUCCI A. – Metalli in tracce in *Mytilus galloprovincialis*: studio precedente le attività di dragaggio nel porto di Livorno ..... 326

GIULIANI S., LERA S., KOZINKOVA L., DE RANIERI S., PELLEGRINI D. – Sensibilità del saggio di fecondazione con gameti di *Paracentrotus lividus* (L.) al variare di alcune condizioni sperimentali ..... 330

IRRERA G.P., GUGLIANDOLO C. – Vibrioni potenzialmente patogeni ed organismi zooplanctonici..... 334

KOZINKOVA L., POLESE S. – Prove di prolungamento dello stadio riproduttivo del riccio di mare *Paracentrotus lividus* in condizioni controllate..... 339

PENNA A., GIACOBBE M.G., VILA M., FRAGA S., BERTOZZINI E., ANDREONI F., GARCÉS E., GANGEMI E., MAGNANI M. – Studio preliminare sulle *Ostreopsidaceae* (Dinophyta) nel Mar Mediterraneo: analisi molecolari e morfologiche di differenti isolati ..... 342

PIGNATARO L., PREGNOLATO L., FANO E.A., SPAGGIARI R., PELLEGRINI D. – Predisposizione di una coltura monospecifica del rotifero *Brachionus plicatilis* (Muller, 1786) per la definizione di saggi tossicologici a breve e lungo termine ..... 346

SOLIS-WEISS V., ALEFFI F., BETTOSO N., ROSSIN P. – Gli indicatori biologici nel benthos del Golfo di Trieste ..... 351

FRANGIPANE G., VOLPI GHIRARDINI A., COLLAVINI F., ZAGGIA L., TAGLIAPIETRA D. – Biodisponibilità e bioaccumulo di metalli pesanti in *Hediste diversicolor* (O.F. Müller) negli ambienti intertidali della laguna di Venezia ..... 355

MASMOUDI W., ROMDHANE M.S., KHÉRIJI S., EL CAFSI M. – Marine pollution monitoring: the use of acetylcholinesterase activity as a biomarker in a euryhaline fish (*Liza aurata*) ..... 362

***Comitato Acquacoltura***
*Poster*

CARUSO G., GIORDANO D., MANCUSO M., GENOVESE L. – Studio preliminare degli enzimi digestivi di *Sepia officinalis* Linnaeus, 1758 ed *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 (Mollusca: Cephalopoda) ..... 367

CORATO A., LOPPARELLI R.M., TENTI S., SEGATO S. – Valutazione nutrizionale dello scarto della pesca a strascico quale alimento per pesci marini ..... 370

DI MATTEO O., MASULLO P., SORRENTI G., DO ESPIRITO SANTO M., PERRUCCI G., SANSONE G. – Effetti della variazione del pH e della salinità su spermatozoi di *Mytilus galloprovincialis* ..... 375

DI MATTEO O., IEROPOLI S., MONTANINO I., DO ESPIRITO SANTO M., NASCIMENTO I., PERRUCCI G., SANSONE G. – Effetti di soluzioni crioprotettive su spermatozoi di *Mytilus galloprovincialis* ..... 378

PARTE SECONDA

***Comitato Acquacoltura***
*Poster*

DI MATTEO O., IEROPOLI S., SORRENTI G., MASULLO P., SANSONE G. – Effetti dello stress da freddo e da profondo freddo su spermatozoi di *Mytilus galloprovincialis* ..... 381

FIGUS V., CULURGIONI J., DE MURTAS R., CANESTRI TROTTI – G. Parasites of the lagoon cockle, *Cerastoderma glaucum* (Poiret, 1789) (Bivalvia: Cardiidae), from Marceddì and St. Gilla lagoons (Sardinia, Western Mediterranean)..... 385

GENOVESE L., MARICCHIOLO G., MICALE V., COSTANZO M.T., GARAFFO M., PALMEGIANO G.B., GRECO S. – *Pagellus bogaraveo*: una specie di interesse per l'acquacoltura ..... 389

PERSIA E., BIANCHI J., GENNARO P., LA VALLE P., MERCATALI I., TOMASSETTI P., PORRELLO S. – Applicazione di un metodo rapido e semplice per la stima dell'arricchimento organico nel sedimento di un impianto di maricoltura nel Mediterraneo occidentale ..... 393

***Comitato Benthos***
*Poster*

ADDIS P., CECCHERELLI G., MURENU M., FARCI S., FERRARI A., OLITA A., ORTU A., POMA S., CANU B., CASU D., GRECO S., SECHI N. – Caratterizzazione delle biocenosi associate a *Cystoseira* spp. in tre aree marine protette della Sardegna ..... 397

CANTONE G., BENINATO D. – Osservazioni eco-etologiche sui ricci dell'Area Marina Protetta "Isole Ciclopi" (Sicilia orientale) ..... 400

CASOLA E., CHESSA L.A., LANERA P., MAGNIFICO G., PLASTINA N., SCARDI M., VALIANTE L.M., VINCI D. – Analisi descrittiva della prateria di *Posidonia oceanica* dell'area di reperimento denominata "Capo Testa-Punta Falcone" (Sardegna settentrionale) ..... 403

CECCHERELLI G., CASU D., PALA D., FLORIS A., CASTELLI A., CURINI GALLETTI M., SECHI N. – Preliminary evaluation on the protection effect at Tavolara-Capo Coda Cavallo MPA (North-Eastern Sardinia) ..... 406

ALTOBELLI C., NICOLETTI L., CHIMENZ GUSSO C. – Detritic bottom bryozoa of Latium (Tyrrhenian Sea)..... 408

CHIMENZ GUSSO C., TOMASSETTI P. – Bryozoa Gymnolaemata from the coast of Tunisia and the Strait of Sicily..... 412

COCITO S., NOVOSEL M., NOVOSEL A., PEIRANO A., SGORBINI S. – Occurrence of carbonate bioconstructions around *Vruljas* in the north-east Adriatic Sea ..... 416

COSSU A., PALA D., RAGAZZOLA F. – Sintesi delle conoscenze sulla distribuzione del genere *Caulerpa* in Sardegna..... 419

DAVID V., SIRNA R., LIGAS A. – Note sul ritrovamento di *Rissoa multicincta* Smriglio e Mariottini, 1995 (Gastropoda: Rissoidae) in sedimenti marini dell'isola di Giannutri ..... 423

DE DOMENICO F., GIORDANO C., LA MONACA G., LOGORELLI F., RINELLI P., SPANÓ N. – Alcune osservazioni su crostacei decapodi ed echinodermi dei fondi mobili delle coste ioniche calabresi ..... 426

GAMBI M.C., TRANI B., BUIA M.C. – Distribuzione e significato ecologico degli organismi perforatori delle scaglie di *Posidonia oceanica*: analisi a scala regionale lungo le coste della Sardegna..... 430

GIACOBBE S., GUGLIELMO R., GERMANÓ R. – Popolamenti a molluschi associati a *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh nei fondi mobili dello Stretto di Messina ..... 436

LONGO C., SCALERA LIACI L., MANUEL M., CORRIERO G. – Note sui poriferi del Mar Grande e del Mar Piccolo di Taranto (Mar Ionio) ..... 440

MERCURIO M., LONGO C., NONNIS MARZANO C., SCALERA LIACI L., CORRIERO G. – Demosponge di ambienti lagunari mediterranei ..... 444

MOSCHINO V., MARIN M.G., NESTO N., DA ROS L. – Stress meccanico in esemplari sottotaglia di bivalvi eduli: *Chamelea gallina* ..... 448

PACCIARDI L., VIRGILIO M., ABBIATI M., DE BIASI A.M. – Variabilità spazio-temporale dei briozoi del coralligeno di Calafuria (Livorno)..... 451

PANETTA P., MASTROTOTARO F., MATARRESE A., TANZARELLA S., DALESSANDRO S. – Comunità bentoniche dei fondi mobili dei mari di Taranto (Mar Ionio): i molluschi..... 455

PANSINI M., MARENCO M. – Analisi del popolamento superficiale di poriferi in tre stazioni della riviera ligure di Levante: confronto con dati storici 461

PROFETA A., BONANNO A., GIACOBBE S., MANGANARO A., POTOSCHI A. JR, SPANÓ N., TRISCARI C. – Diffusione di macrofite alloctone nello Stretto di Messina: il caso di *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh, *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh, *Halophila stipulacea* (Forsskål) Ascherson ..... 465

ROSSETTI I., SARTOR P., FRANCESCONI B., MORI M. – Morphometric aspects of *Medorippe lanata* (L., 1767) (Brachyura, Dorippidae) in the eastern Ligurian Sea..... 468

RUSSO G.F., SCUDERI D., DI STEFANO F. – Il popolamento a molluschi di substrato duro dell'isola Lachea (area marina protetta "Isole Ciclopi", Catania)..... 473

BEN MUSTAPHA K., BOURY-ESNAULT N., KARTAS F., EL ABED A., ZARROUK S., SOUISSI A. – Preliminary data on Tunisian sponge diversity ..... 478

***Comitato Gestione e Valorizzazione della Fascia Costiera***
*Poster*

AZZARO F., DECEMBRINI F., RAFFA F., CRISAFI E. - Osservazioni idrobiologiche nella colonna d'acqua dalla quadratura alla sizigia nello Stretto di Messina ..... 481

BENSI A., KARUZA A., DEL NEGRO P., FONDA UMANI S. – Variazione delle abbondanze batteriche e virali in relazione alla formazione di mucillagini nel Golfo di Trieste (Alto Adriatico) ..... 486

BRUNELLI F., GELLI F., PREGNOLATO L., PUMO T.C., SCIALOJA M.G., BENCIVELLI S., SELVATICO L., RONCARATI A., SAVORELLI F. – Rilevazione delle emergenze idriche con sensori di preallarme e valutazione della qualità delle acque destinate alla molluschicoltura con test ecotossicologici su *Mytilus galloprovincialis* ..... 490

CALVISI G., MORETTO S., PESSANI D., ODORICO R. – Studio preliminare sulla tipologia del turista subacqueo nella Riserva di Miramare come contributo alla conservazione dell'ambiente marino ..... 493

CICERO A.M., MARIANI L., SAVORELLI F., RONCARATI A., GELLI F., PALAZZI D., PREGNOLATO L. – Prove preliminari di riproducibilità intralaboratorio nella conduzione di saggi ecotossicologici con *Dicentrarchus labrax* (L.) ..... 496

FALACE A., BRESSAN G. – Intervento pilota di restauro biologico mediante tecniche di trapianto algale ..... 499

FOLLESA M.C., CABIDDU S., CUCCU D., CAU A. – Prime osservazioni sulla presenza di *Scorpaena maderensis* (Valenciennes, 1833) (Osteichthyes, Scorpaeniformes) nei mari sardi ..... 504

GAI F., DE BIASI A.M. – Il macrozoobenthos dei *catini* delle Secche della Meloria ..... 508

GENNARO P., LENZI M., MERCATALI I., LATTANZI L., TOMASSETTI P. – Le fanerogame marine come indicatori di qualità ambientale: l'esperienza su una prateria di *Ruppia cirrhosa* nella laguna di Orbetello ..... 512

NESTO N., BERTOLDO M., NASCI C., DA ROS L. – Utilizzo del trapianto di *Tapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) come strumento di valutazione della qualità ambientale in laguna di Venezia: problemi e prospettive ... 517

RELINI G., LAVAGNA S., MERELLO S. – Risultati preliminari sul fouling delle reti di un impianto di maricoltura ..... 521

SCERBO R., MAGRI M., BALOCCHI L., MUGNAI C., BARGHIGIANI C. – Mercurio nei sedimenti marini da Vada a Livorno (Mar Ligure) ..... 526

SIMONI F., DI PAOLO C., NUTI S., LEPRI L., MELLEY A., GADDI A. – Alghe dinoflagellate epifitiche nelle scogliere del Mare Tirreno settentrionale ..... 530

SPAGNOLI F., FIESOLETTI F., SPECCHIULLI A., BARTHOLINI G., CONVERSI A. – Indagine preliminare dello stato trofico del Golfo di Manfredonia (Adriatico meridionale) ..... 534

TUNESI L., RAIS C., BENHISSOUNE S., AGNESI S., BAZAIRI H., BENHAMZA A., DI NORA T., FRANZOSINI C., LIMAM A., MANCA ZEICHEN M., MO G., MOLINARI A., NACHITE D., PICCIONE M.E., SADKI I., SALVATI E. – First results of the study of the marine component of the National Park of Al Hoceima (Mediterranean Morocco) ..... 539

ZIZZO N., UNGARO N., SEBASTIO J., FACCIA I., STRIPPOLI G. – La malattia del "riccio calvo" (Echinoidea) nei mari pugliesi ..... 543

BOUSSAÏD B. – Etude in vitro de l'impact de xenobiotiques en milieu marin sur les cellules branchiales de l'huître *Crassostrea gigas* ..... 547

***Comitato Necton e Pesca***

*Poster*

ARDIZZONE G.D., BELLUSCIO A., CARPENTIERI P., COLLOCA F., GABELLINI M., LA VALLE P., NICOLETTI L. – Caratterizzazione di un sito costiero per il prelievo di sabbie relitte: le variazioni stagionali del popolamento ittico ..... 551

BELLUSCIO A., ARDIZZONE G.D., CONTICELLI M., PELLICCIARI C. – Prima documentazione fotografica di una femmina ovigera di *Tremoctopus* sp. (Octopoda, Tremoctopodidae) nel Mediterraneo ..... 556

BOTTARI T., BUSALACCHI B., JEREB P., FABRONI F., GRECO S., GIORDANO D. – Preliminary observations on the relationships between beaks and body size in *Eledone cirrhosa* (Lamarck, 1798) from the southern Tyrrhenian Sea ..... 560

CECCHI E., MANCUSI C., PAJETTA R., SERENA F. – Contributo alla conoscenza della biologia di *Etmopterus spinax* (Linnaeus, 1758) (Chondrichthyes, Etmopteridae) ..... 564

CHELLI M., VOLIANI A. – Distribuzione geografica e abbondanza di *Todaropsis eblanae* (Cephalopoda, Ommastrephidae) nel Mar Ligure sud-orientale ..... 569

CHESSA L.A., PAIS A., SCARDI M., SERRA S., ATZORI G. – Osservazioni sul regime alimentare di *Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758) nello stagno di Calich (Sardegna nord occidentale) ..... 573

FANELLI E., BELLUSCIO A., CARPENTIERI P., COLLOCA F., ARDIZZONE G.D. – Structure of decapod crustaceans assemblages in the central Tyrrhenian sea ..... 577

FIORENTINO F., GIUSTO G.B., SINACORI G., NORRITO G. – First record of *Fistularia commersonii* (Fistularidae, Pisces) in the Strait of Sicily (Mediterranean Sea) ..... 583

FOLLESA M.C., CABIDDU S., SABATINI A., CAU A. – Relazioni trofiche nelle specie di *Scorpaena* (Linneo, 1758) del Mediterraneo centro-occidentale ..... 586

FRANZOI P., RICCATO F., FRANCO A., TORRICELLI P. – Dietary differences in three pipefish species (Osteichthyes, Syngnathidae) related to snout morphology ..... 592

GARIBALDI F., PALANDRI G., ORSI RELINI L. – Documentazione della riproduzione del pesce spada, *Xiphias gladius* L., in Mar Ligure ..... 595

MANNINI A., PIANO T., RELINI G., ZAMBONI A. – Andamento delle frazioni del pescato delle campagne sperimentali di pesca a strascico in Mar Ligure ..... 599

MILAZZO A., BELTRANO A.M., BONO G., CANNIZZARO L., GAGLIANO M.R., RIZZO P., VITALE S. – Stima dell'età del pesce balestra *Balistes carolinensis* mediante lettura dell'otolite e della prima spina dorsale ..... 603

POTOSCHI A., BATTAGLIA P., POTOSCHI A. JR, ROSSI G. – Rendimenti di pesca con reti "tramaglio" e "baldassone" su fondali invasi da *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh lungo le coste siciliane dello Stretto di Messina.... 607

RAGONESE S., GANCITANO S., CAMILLERI M., LEVI D. – An integrate analysis of size at age data of *Sciaena umbra* L. 1758 (Osteicthyes, Sciaenidae) of the Central Mediterranean Sea ..... 612

RICCATO F., FRANCO A., FRANZOI P., FIORIN R., MALAVASI S., TORRICELLI P. – Influence of age and habitat type on the dietary composition of *Zosterisessor ophiocephalus* in the Venice Lagoon ..... 617

RINALDI A., GISMONDI M., FERRARI C.R., MONTANARI G., GHETTI A., GIOVANARDI O. – Minimi termici nell'alto Adriatico ed effetti sulla fauna (gennaio-febbraio 2002)..... 620

RUSTIGHI C., CASOTTI M., VOLIANI A. - Note sulla biologia e la distribuzione spaziale di *Phycis blennoides* nel Mar Ligure sud-orientale ..... 624

SARTINI M., BELCARI P., ROSSETTI I. – Presenza di larve di pesci mesopelagici nell'Arcipelago Toscano meridionale..... 629

SARTOR P., SBRANA M., REALE B. – Interaction among gears in the exploitation of the tub gurnard, *Trigla lucerna* (Pisces, Triglidae), in the Tuscan Archipelago ..... 634

SBRANA M., SARTOR P., FRANCESCONI B., ROSSETTI I. – Selectivity of artisanal gears targeting cuttlefish, *Sepia officinalis* Linnaeus, 1758, in the eastern Ligurian Sea..... 639

SILVESTRI R., MAIO G., VOLIANI A. - Nota sul reperimento di esemplari di *Salmo trutta* L. lungo la costa livornese ..... 644

UNGARO N., MARANO G., PASTORELLI A.M., DE ZIO V., ROSITANI L. – Nuove informazioni sulla fauna ittica del basso Adriatico ..... 648

VALLISNERI M., VECCHI A., MANFREDI C. – Ciclo biologico annuale di *Merlangius merlangus* (Linneo, 1758) (Osteichthyes, Gadidae) in alto-medio Adriatico ..... 652

VALLISNERI M., SCAPOLATEMPO M., TOMMASINI S. – Ciclo ovarico del gamberetto *Palaemon serratus* (Pennant, 1777) nel delta del Po ..... 657

VITALE S., CANNIZZARO L., BONO G., RIZZO P., BELTRANO A.M., MILAZZO A. – Age determination of silver roughy, *Hoplostethus mediterraneus* (Cuvier, 1829) (Pisces; Trachichthyidae) in the Strait of Sicily 661

VIVA C., BELCARI P., SBRANA M. – Bottom trawl cod-end selectivity for two species of teleosts in the northern Tyrrhenian Sea ..... 666

KHÉRIJI S., EL CAFSI M., MASMOUDI W., ROMDHANE M.S. – Salinity effects on the distribution of the lipid class FAs in *Mugil cephalus* fry ..... 670

BEN ABDALLAH L., GAAMOUR A., EL ABED A. – Mean total lenght geographical distribution of the bogue (*Boops boops*, L., 1758) along Tunisian coasts ..... 675

BEN SALEM S., GAAMOUR A., EL ABED I., MISSAOUI H., EL ABED A. – *Caulerpa taxifolia* impact on fish catch in the area of Cap Bon: preliminary data ..... 679

***Comitato Plancton***

*Poster*

BIANCHI F., ACRI F., BERNARDI AUBRY F., CAMATTI E. – Contributo allo studio dell'idrologia e del plancton nelle acque costiere dell'isola di Pantelleria ..... 683

CAMATTI E., BERNARDI AUBRY F., COMASCHI A., BRESSAN M., BIANCHI F. – Distribuzione del plancton alle tre bocche di porto della laguna di Venezia (luglio 2001-giugno 2002) ..... 687

CARDONA A.R., GIACOBBE M.G., LUGLIÉ A., MILANDRI A., POLETTI R., DE DOMENICO E., YAKIMOV M.M. – Produzione di PSTs in cloni di *Alexandrium minutum*: confronto fra colture in assenza e in presenza di batteri ..... 691

CRUSCANTI M., LIPPI S., VERNIANI D., BIANCALANA R., GAMBASSI F. – Distribuzione temporale dei principali generi di copepodi planctonici nelle acque costiere toscane nel periodo agosto 2001-dicembre 2002 ..... 695

GANGEMI E., AZZARO F., DECEMBRINI F., GALLETTA M., GIACOBBE M.G., RAFFA F. – Fioritura di una specie HAB in un'area della Sicilia ionica ..... 698

GIACOBBE M.G., AZZARO F., DECEMBRINI F., GALLETTA M., GANGEMI E., RAFFA F., CEREDI A., MILANDRI A., POLETTI R., MASÓ M. – Fioritura tossica del dinoflagellato *Alexandrium minutum* in un'area costiera del Mar Ionio ..... 703

GIORDANO D., MORIZZO G., GRANATA A., GUGLIELMO L., RAGONESE S. – Density and size distribution of *Cyclothone braueri* in the Tyrrhenian and Ionian sides of Messina Straits ..... 708

***Sezione vari***
*Poster*

BAINO R., LEONORI I., RINELLI P., PERDICHIZZI F. – Analisi preliminare del comportamento di due reti a strascico utilizzate nelle campagne di pesca "GRUND" ..... 711

BIANCHI F., RAVAGNAN E., ACRI F., BERNARDI AUBRY F., BOLDRIN A., CAMATTI E., CASSIN D., TURCHETTO M. – Flussi di nutrienti e di materiale particellato tra la laguna di Venezia ed il Mare Adriatico attraverso la bocca di porto del Lido. Campagne stagionali 2001-02 ..... 716

CANNAS R., DEIANA A.M., SALVADORI S., COLUCCIA E. – Dati preliminari sulla cariologia di *Panulirus regius* De Brito Capello, 1864 (Crustacea, Decapoda) ..... 721

LABATE M., DESANTIS S., LABATE G.M., TURSI A. – Modificazioni stagionali dell'ultrastruttura della ghiandola androgenica del gambero *Aristaeomorpha foliacea* ..... 724

MAGILLO F., FAIMALI M., GERACI S. – Analysis of cyprids exploratory behaviour by means of tracking techniques: analogy with water maze learning experiments ..... 729

MARCER F., GUSTINELLI A., TRENTINI M., CASTRIOTA L., ANDALORO F. – Infestazione da plerocercoidi di *Pterobothrium* sp. (Cestoda, Pterobothriidae) in *Xyrichtys novacula* ..... 734

MARINO F., LEONARDI M., PARADISO M.L., LICCIARDO G., NAVARRA E., CALABRÓ A. – Ipossia ambientale acuta in pesci del Lago Verde (R.N.O. "Laghetti di Marinello", Sicilia nord-orientale). Osservazioni anatomo-istopatologiche e considerazioni patogenetiche ..... 737

BEN DHIAB R., BEN OUADA H., BOUSSETTA H., FRANCK F., EL ABED A., BROUERS M. – Physiological behaviour of salt adapted cultures of *Arthrospira platensis* "straight morphone" ..... 740

SDIRI K., KHELIFI H., BELGHUITH K., ESSEBAI D., AOUNI M. – Detection of enteroviruses in contaminated shellfish tissue by RT-PCR and cell cultures..... 745

BRADAI M.N., NICOLOSI P., CASALE P., JRIBI I., TURCHETTO M., EL ABED A. – The presence of leatherback turtles in the central Mediterranean area: data from Italy and Tunisia ..... 750

ZOUITEN D., MASMOUDI A.S., EL ABED A., HELAL A.N., BEN KHEMIS I. – Co-feeding and early weaning of the European sea bass in semi-extensive conditions in “mesocosms” in Tunisian winter geoclimatic context..... 754

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 1-11

C. Pipitone, F. Badalamenti, G. D'Anna, C. James*[1], H. Pickering*,
G. Scotti[2], D. Whitmarsh*

CNR-IAMC, Laboratorio di Biologia Marina, Via G. da Verrazzano, 17
91014 Castellammare del Golfo (TP), Italia.
*CEMARE, University of Portsmouth, UK.

# RICERCA E GESTIONE DELLE RISORSE MARINE COSTIERE NELLA "RISERVA DI PESCA" DEL GOLFO DI CASTELLAMMARE (SICILIA N/O)

## *RESEARCH AND MANAGEMENT OF MARINE COASTAL FISHERIES IN THE GULF OF CASTELLAMMARE FISHERY RESERVE*

***Abstract***

*The effects of fisheries management based on artificial reefs and on trawl banning are explored in the Gulf of Castellammare fishery reserve. The artificial reefs deployed between 10 and 50 m depth have led to an increase of the diversity but not of the biomass of the local fish assemblage, proving partly ineffective as a tool for enhancing the artisanal fisheries. The analysis of trammel and trawl survey data carried out in the Gulf gives evidence of a dramatic fish biomass increase in the reserve after the ban. The socioeconomic study and the bioeconomic modeling revealed that the artisanal fishery operating inside the protected area is economically viable as long as the trawl ban is maintained in place, and that artisanal fishermen fishing outside have experienced higher costs and lower catches than fishermen inside.*

***Key-words:*** *fishery management, marine refuges, artificial reefs, fishery regulations, Mediterranean.*

## Introduzione

Le difficoltà intrinseche nei metodi tradizionali di gestione della pesca, basati su modelli di dinamica di popolazione che non tengono nel dovuto conto la complessità degli ecosistemi, hanno condotto a risultati spesso lontani da quelli previsti, talvolta addirittura con esiti catastrofici (Ludwig *et al*., 1993; Roberts, 1997; Anon., 1999). I problemi connessi a tale approccio hanno spinto molti organismi di gestione ad applicare, sulla scolta dell'abbondante letteratura scientifica dell'ultimo decennio, percorsi che potremmo definire "alternativi" basati sull'applicazione del principio precauzionale (Bohnsack, 1996, 1999; Lauck *et al*., 1998) e su un approccio olistico associato all'uso delle aree marine protette (Botsford *et al*., 1997). La giustificazione di tale scelta sta nel concetto di protezione degli habitat e degli organismi che li popolano al fine di assicurarne lo sfruttamento sostenibile. Naturalmente le aree marine protette non sono la panacea per tutti i mali della gestione della pesca. Tuttavia alcuni Autori concordano nell'opportunità di istituire, soprattutto nel caso di risorse pesantemente sfruttate, aree protette - anche in mancanza di studi preliminari (*data-less management*) - prima del probabile collasso (Roberts, 1997; Johannes, 1998).

Il Golfo di Castellammare (Sicilia N/O) ha funzionato negli ultimi due decenni come una sorta di laboratorio naturale per l'applicazione di misure di protezione e gestione delle risorse, finalizzate alla risoluzione dell'aspro conflitto tra la pesca artigianale e quella a strascico, e alla ricostituzione degli stock ittici sovrasfruttati (Arcu-

[1] attualmente presso Seafish Industry Authority, Hull, UK.
[2] attualmente presso ICRAM, STS di Palermo.

leo *et al*., 1990). Tali misure, supportate finanziariamente dalla Regione Sicilia, hanno incluso la creazione di un Consorzio per il Ripopolamento Ittico, la realizzazione di barriere artificiali e l'imposizione di un divieto di strascico su quasi il 50% della superficie del Golfo (Badalamenti *et al*., 2000). Il Laboratorio di Biologia Marina del CNR ha impostato una delle sue linee di ricerca sulla valutazione degli effetti delle suddette misure, portando avanti nell'ultimo decennio indagini sulle conseguenze - al livello sia del popolamento ittico che delle marinerie - dell'assetto gestionale che si è determinato nel Golfo. Le ricerche effettuate si sono avvalse di finanziamenti del Consorzio di Ripopolamento Ittico "Golfo di Castellammare", del MRAAF e della Commissione Europea. I dati raccolti prima del divieto di strascico provengono da studi effettuati presso l'Università di Palermo finanziati dal Ministero della Marina Mercantile (Arculeo *et al*., 1988).

Il presente lavoro intende esplorare i principali effetti biologici e socio-economici della "riserva di pesca" (*sensu* Auster e Shackell, 1997) del Golfo di Castellammare alla luce dei risultati delle ricerche condotte, utilizzando i dati riportati nella letteratura esistente più alcuni inediti di recente acquisizione.

## Il quadro legislativo

La prima applicazione di una gestione "alternativa" delle risorse marine costiere in Sicilia si ha con la L.R. 31/1974, che stanziava finanziamenti a favore di consorzi di enti pubblici locali per l'attuazione di zone di ripopolamento attivo mediante barriere artificiali, per la loro sorveglianza e per la ricerca scientifica necessaria al controllo dei loro effetti. Il Consorzio "Golfo di Castellammare" tra i Comuni costieri del Golfo e la Camera di Commercio di Trapani è stato istituito in via definitiva con Decr. Pres. Reg. n. 182 del 14/XI/1980. Un ulteriore passo in direzione della gestione razionale delle risorse da pesca e della risoluzione dei conflitti generatisi tra pesca artigianale e professionale è stato compiuto con la L.R. n. 25/1990, che istituiva il divieto di strascico nei tre golfi di Castellammare, Patti e Catania senza impedire la pesca artigianale e quella sportiva. L'attività di pesca nelle acque siciliane e le misure di limitazione dello sforzo di pesca sotto forma di "fermo biologico", sono state regolamentate principalmente con la L.R. n. 1/1980 e la L.R. n. 26/1987. L'ultimo intervento legislativo di ampio respiro è stato la L.R. n. 32/2000 sul Programma Operativo Regionale 2000-2006, il cui Titolo XII riguarda appunto il settore Pesca.

## La valutazione degli effetti delle misure gestionali

*Le barriere artificiali.* Massi di calcestruzzo isolati o assemblati a piramide sono stati disposti sui fondi sabbiosi e fangosi del Golfo di Castellammare a profondità comprese tra 10 e 50 m tra il 1981 e il 1998 (Badalamenti *et al.*, 2000) (Fig. 1). La loro efficienza come strumento per l'incremento della biomassa ittica è stata valutata principalmente attraverso lo studio qualitativo e quantitativo della fauna ittica associata. Le barriere hanno contribuito a diversificare la fauna ittica originaria di fondo mobile attraendo specie tipiche dei substrati rocciosi (D'Anna *et al*., 1994). La biomassa ittica associata è risultata 7,9 kg per ogni piramide di 14 massi (pari a 0,07 kg/mc di calcestruzzo: valore medio stimato in un anno di osservazioni). Tolta la castagnola, *Chromis chromis* che da sola rappresentata il 55% delle biomassa, la componente principale del popolamento ittico delle barriere è costituita da sparidi e mullidi. Tuttavia lo studio delle relazioni trofiche fra le principali specie ittiche e il

popolamento bentonico dei massi ha evidenziato che solo il sarago fasciato, *D. vulgaris* intrattiene un legame trofico diretto con la barriera (Pepe *et al*., 1996), mentre le altre si alimentano principalmente sui fondi mobili circostanti (Badalamenti *et al*., 1993; Pepe *et al*., 1998).

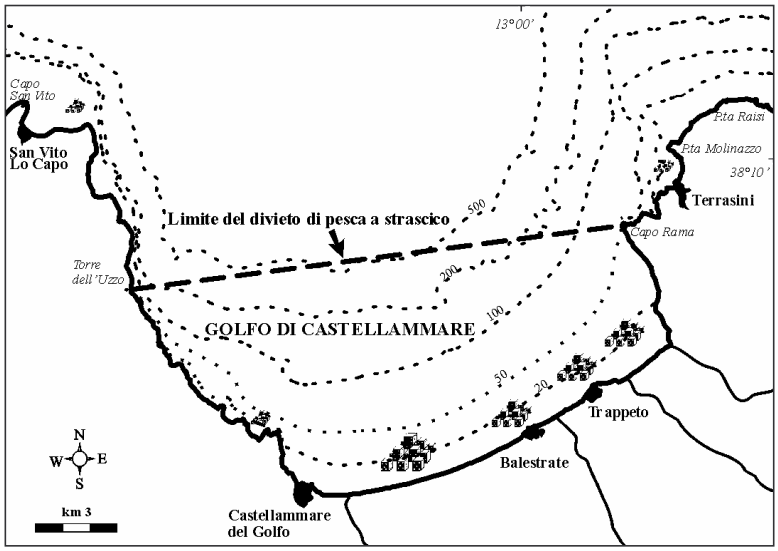



Fig. 1 - La riserva di pesca del Golfo di Castellammare. Le piramidi di massi indicano le principali aree con barriere artificiali.

*The Gulf of Castellammare fishery reserve. The pyramids of boulders indicate the main artificial reef areas.*

I rendimenti medi annui ottenuti da pescate sperimentali condotte dal 1990 al 1998 intorno alle barriere artificiali oscillano fra 1,4 e 3,6 kg per 500 m di tremaglio per 12 ore di posta notturna (D'Anna *et al*., 2001). La Fig. 2 evidenzia l'assenza di un incremento significativo a carico delle specie di substrato duro e mobile ($p>0,05$, correlazione di Spearman), mentre tale incremento ($p<0,02$) è presente per le specie che formano banchi mobili o sedentari nella colonna d'acqua, in particolare la boga, *Boops boops* e il suro, *Trachurus trachurus*.

- *Il divieto di strascico*.

*a) Aspetti biologici.* L'area vietata nel Golfo di Castellammare è estesa alla platea e a parte della scarpata continentale su una superficie di quasi 200 kmq (pari a circa la metà dell'intero Golfo). La disponibilità di dati provenienti da campagne sperimentali di pesca a strascico effettuate sia prima (1987-89) che dopo (1993-94, 1998-99, 2000-01) l'inizio del divieto ha consentito di valutarne alcuni effetti sugli stock ittici di platea. Nel 1993-94 è stato rilevato un aumento dei rendimenti (e quindi delle biomasse) totali sull'intera area di studio (Fig. 3) pari al 711% (da 3,8 a 31,1 kg/cala di 30 min) rispetto al periodo pre-divieto (Pipitone *et al*., 2000a). Tra le undici specie analizzate, solo il moscardino bianco, *Eledone cirrhosa* è diminuito (limitatamente

alla fascia 10-50 m), mentre tutte le altre sono aumentate da un minimo di 2 volte per il moscardino muschiato, *E. moschata* ad un massimo di 186 volte per il caviglione, *Lepidotrigla cavillone*. Nel 1998-99 e nel 2000-01 i rendimenti medi non hanno mostrato variazioni significative rispetto al 1993-94 (Fig. 3) (Pipitone *et al*., 2001b).

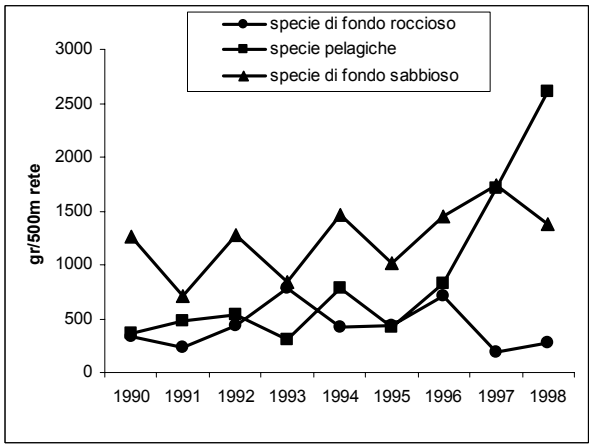



Fig. 2 - Rendimenti medi annuali delle campagne di pesca con il tremaglio sulle barriere artificiali.
*Mean annual trammel net survey yields on artificial reefs.*

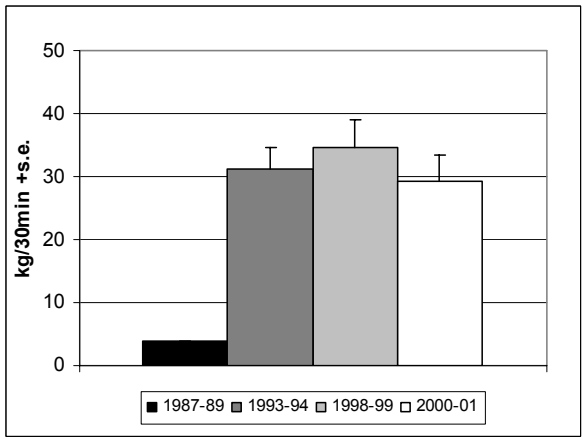



Fig. 3 - Rendimenti delle campagne di strascico primaverili (valori medi su tutta l'area, cattura totale). 1987-89 è il periodo pre-divieto.
*Spring trawl survey yields (mean values over the whole area, total catch). 1987-89 is the pre-ban period.*

I risultati dell'analisi della varianza (ANOVA) per il confronto dei rendimenti medi indicano che: (a) i rendimenti ottenuti all'esterno della linea di divieto sono stati sempre inferiori a quelli ottenuti all'interno; (b) questi ultimi sono rimasti costanti nel tempo, mentre i primi hanno subito un decremento tra il 1998-99 e il 2000-01; (c) i rendimenti diminuiscono dall'interno verso l'esterno dell'area protetta.

Le campagne sperimentali di pesca con il tremaglio hanno mostrato una analoga tendenza all'incremento della biomassa ittica ($p<0,001$, correlazione di Spearman) entro i 30 m di profondità (D'Anna *et al*., 2001). Si è registrato in particolare un picco nel 1995 (Fig. 4) dovuto principalmente alle specie catturate sui fondi sabbiosi, i cui rendimenti medi sono passati da 1,3 a 3,6 kg nello stesso periodo per poi attestarsi attorno ai 3,0 kg.

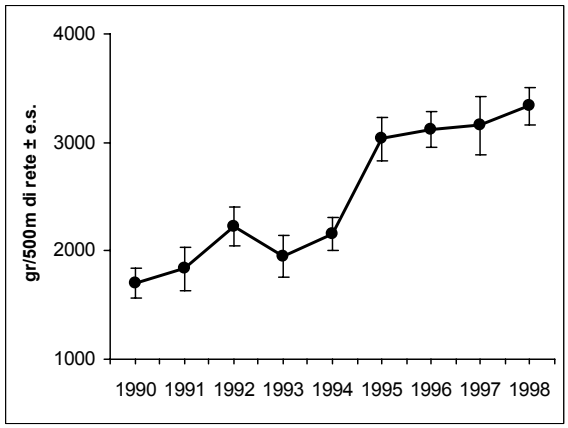



Fig. 4 - Rendimenti medi delle campagne di tremaglio in tutta l'area di studio (escluse specie pelagiche massive e singoli individui di grande mole).
*Mean trammel net survey yields in the whole study area (schooling pelagic species and single large-sized specimens are excluded).*

Contrariamente a quanto atteso, non tutte le specie hanno subito un aumento della taglia media individuale in conseguenza del divieto di strascico. Fra le tre specie prese in considerazione da Badalamenti *et al*. (2002), soltanto la rana pescatrice, *Lophius budegassa* ha mostrato un aumento di taglia. Tuttavia ulteriori analisi sono necessarie per approfondire questo aspetto.

*b) Aspetti socio-economici*. Le indagini sulla pesca artigianale effettuate nel 1998-99 (Pipitone *et al*., 2000b) hanno incluso interviste ai pescatori e ai rivenditori di pesce e di attrezzature da pesca dei quattro Comuni del Golfo, di cui uno (Terrasini) posto fuori dalla zona protetta (Fig. 1). Purtroppo l'assenza di dati economici e di sbarchi commerciali al di fuori di quelli raccolti nel 1998 ha impedito di effettuare un confronto diretto dei redditi prima e dopo il divieto e di seguirne l'andamento temporale. Whitmarsh *et al*. (2002, 2003) hanno impiegato i suddetti dati economici e quelli delle campagne di pesca con il tremaglio per costruire un modello bioeconomico le cui simulazioni hanno fornito i seguenti risultati: (a) è conveniente per i

pescatori continuare ad investire, al permanere delle condizioni esistenti, nella loro attività; (b) un drammatico effetto negativo sui profitti si avrebbe in caso di una riduzione delle catture, ad es. a causa della riapertura del Golfo allo strascico; (c) i pescatori artigianali di Terrasini (unico porto fuori dell'area protetta) sperimentano minori catture e maggiori spese (dovute principalmente alle maggiori distanze percorse per raggiungere zone di pesca non impattate dallo strascico).

Tab. 1 - Risposte dei pescatori artigianali ad alcune delle domande poste durante le interviste del 1998 nei quattro porti (elencati dall'interno verso l'esterno dell'area protetta). 1=Come va la pesca dall'inizio del divieto? 2=I cambiamenti osservati sono dovuti al divieto? 3=Percezione della variazione del numero di pescatori dall'inizio del divieto. 4=L'eventuale aumento del numero di pescatori è visto come motivo di competizione? 5=Intenzione di continuare a pescare in futuro. 6=Il divieto dovrebbe essere mantenuto?

*Response of artisanal fishermen to some of the questions during the 1998 interviews in the four harbours (listed from inside to outside the protected area). 1=Fishermen's perception of fishing conditions in the Gulf since the trawl ban. 2=Are the changes to the fisheries of the Gulf due to the trawl ban? 3=Fishermen's perception of any variation in number of fishermen in the Gulf since the ban. 4=Is the perceived raise in the number of fishermen seen as a source of competition? 5=Fishermen's intention to continue fishing in the future. 6=Should the trawl ban remain in place?*

| | | Castellammare | Balestrate | Trappeto | Terrasini |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Molto meglio | 20% | 40% | 21% | 0% |
| | Meglio | 65% | 50% | 71% | 0% |
| | Lo stesso | 10% | 10% | 0% | 0% |
| | Peggio | 5% | 0% | 8% | 80% |
| | Molto peggio | 0% | 0% | 0% | 20% |
| 2 | Sì | 80% | 90% | 93% | 100% |
| | No | 20% | 10% | 7% | 0% |
| 3 | Molti di più | 15% | 10% | 0% | 0% |
| | Di più | 70% | 30% | 43% | 60% |
| | Lo stesso | 15% | 40% | 7% | 0% |
| | Di meno | 0% | 20% | 50% | 40% |
| | Molti meno | 0% | 0% | 0% | 0% |
| 4 | Sì | 75% | 0% | 0% | 0% |
| | No | 25% | 100% | 100% | 100% |
| 5 | Sì | 80% | 100% | 93% | 60% |
| | No | 20% | 0% | 7% | 40% |
| 6 | Sì | 100% | 100% | 93% | 20% |
| | No | 0% | 0% | 7% | 80% |

Le interviste condotte nei quattro porti nel 1998 hanno permesso di indagare sull'atteggiamento dei pescatori artigianali nei confronti del divieto di strascico e del futuro del loro mestiere (Pipitone *et al*., 2001a; Whitmarsh *et al*., 2003). La Tab. 1 mostra un estratto relativo alle questioni più importanti riguardanti il divieto di strascico. È interessante notare come le risposte di Terrasini esprimano un parere negativo nei confronti del divieto di strascico.

## Discussione

La gestione delle risorse ittiche nel Golfo di Castellammare ha seguito due linee principali finalizzate alla ricostituzione degli stock ittici impoveriti e alla risoluzione dei contrasti tra i mestieri di pesca: la posa di barriere artificiali e l'imposizione del divieto di strascico.

Le *barriere artificiali* hanno causato un aumento della diversità della fauna ittica rispetto a quella originaria dei fondi mobili che le ospitano, dovuto alla presenza di specie tipiche dei fondi duri. Il legame con le barriere di queste specie e di quelle pelagiche residenti sembra tuttavia dovuto più che altro all'attrazione e alla ricerca di rifugio, dato che un legame trofico diretto è stato dimostrato soltanto per il sarago fasciato. Tuttavia le barriere potrebbero svolgere un ruolo nell'ampliamento dell'areale di distribuzione di alcune specie ittiche di importanza commerciale nel Golfo, quali ad es. il sarago maggiore che trova rifugio tra i massi e si alimenta sulle praterie di *Cymodocea nodosa* poco distanti (Badalamenti e D'Anna, 1997). All'aumento della diversità attorno alle barriere non ha fatto comunque riscontro un aumento significativo della biomassa ittica, specialmente di quella tipica dei fondi duri. Tale biomassa è risultata inferiore a quella osservata in altre aree del Mediterraneo (Relini e Relini, 1997). Questo spiega la tiepida accoglienza riservata alle barriere dai pescatori artigianali del Golfo, che non solo non hanno beneficiato di un incremento dei loro rendimenti, ma hanno anche visto ridotto il loro campo d'azione a causa del rischio di danno alle reti causato dai massi (Pipitone *et al*., 2000b). Quest'ultima è la ragione della risposta dei pescatori di Castellammare alla domanda n. 4 nella Tab. 1, dal momento che hanno percepito l'aumento del numero di barche come causa di competizione in un'area resa più ristretta dalla presenza delle barriere. Tuttavia l'attrazione e il mantenimento per un tempo superiore all'usuale, specialmente presso le barriere associate a FADs di fondo, della ricciola, *Seriola dumerili* (Badalamenti e D'Anna, 1997) suggerisce un potenziale ruolo positivo per strutture artificiali opportunamente progettate e disposte. Nel complesso le barriere artificiali nel Golfo di Castellammare, pur avendo mancato l'obiettivo di un significativo aumento della biomassa ittica commerciale, hanno comunque svolto un ruolo di utile strumento di indagine su alcuni processi ecologici che hanno luogo nelle acque costiere (Riggio *et al*., 2000). Si riconferma la necessità di effettuare studi conoscitivi preliminari prima della loro posa, soprattutto per valutarne il rapporto costi/benefici alla luce degli obiettivi prefissati.

Il *divieto di strascico* nel Golfo di Castellammare ha prodotto un aumento drammatico della consistenza delle popolazioni ittiche, nonostante la pesca artigianale e quella sportiva siano ancora permesse nel Golfo. L'incremento ha riguardato le singole specie in percentuale diversa, come era logico aspettarsi viste le differenze nella loro ecologia e nei tratti principali della loro storia vitale. Il fatto che dal 1993 al 2001 non vi siano state variazioni significative della biomassa totale indurrebbe a pensare che il sistema abbia raggiunto un equilibrio in termini di produttività. Tuttavia bisogna considerare che ai diminuiti rendimenti nella zona orientale del Golfo ha contribuito probabilmente il progressivo aumento dello strascico illegale, e ciò ha verosimilmente mascherato un possibile ulteriore incremento recente della biomassa totale (Pipitone *et al*., 2001a; Whitmarsh *et al*., 2002). Il decrescere dei rendimenti dal centro verso il margine dell'area protetta d'altronde è in linea con i risultati osservati in altre riserve marine (es. Rakitin e Kramer, 1996).

Il fatto che alcune specie non abbiano presentato un aumento di taglia in seguito al divieto di strascico può essere dovuto a fenomeni densità-dipendenti che, nelle aree

protette, oltre certi livelli di abbondanza possono indurre un rallentamento del tasso di crescita e un abbassamento della taglia media (Sanchez Lizaso *et al*., 2000; Béné e Tewfik, 2003). Ciò potrebbe essere vero in particolare per la triglia di fango, che ha mostrato un incremento particolarmente elevato nel Golfo di Castellammare dopo l'imposizione del divieto.

Lo studio socio-economico ha consentito di valutare la risposta dei pescatori artigianali al divieto di strascico, sia in termini di ricadute economiche che di atteggiamento nei confronti del divieto e della sua eventuale revoca. Le conclusioni più interessanti fornite dalle simulazioni del modello bioeconomico (e validate dalle interviste fatte ai pescatori) sono le seguenti: (a) sostenibilità economica della piccola pesca sotto il regime di divieto, che permarrebbe per una parte della flotta anche in condizioni di parziale riduzione delle catture in seguito alla riammissione dello strascico, ma che si annullerebbe in caso di ulteriore riduzione; (b) maggiori spese e minori guadagni per i pescatori che operano al di fuori dell'area protetta (Terrasini).

## Conclusioni

Il Golfo di Castellammare è un caso interessante di gestione delle risorse pescabili costiere realizzata attraverso l'istituzione di un'area marina protetta caratterizzata da barriere artificiali e dal divieto di strascico. L'uso delle riserve di pesca come strumento finalizzato allo sfruttamento sostenibile degli stock ittici si è ampiamente diffuso negli ultimi anni, tanto in aree temperate che tropicali, e viene da molti Autori considerato uno dei metodi più promettenti per la gestione di alcune risorse costiere (ad es. Hall, 1998; Hastings e Botsford, 1999). Nel Mediterraneo il divieto di strascico utilizzato per l'incremento delle risorse e la risoluzione dei conflitti tra i diversi mestieri di pesca è stato applicato, oltre che in altri due golfi siciliani (Potoschi *et al*., 1995), anche in Grecia (Vassilopoulou & Papaconstantinou, 1999). Ciò che rende pressoché unico lo studio-caso del Golfo di Castellammare è la disponibilità di serie storiche di dati sulla consistenza e struttura degli stock come pure di dati di natura socio-economica, che hanno permesso di valutare i principali effetti della gestione intrapresa. Il termine "gestione" e le esperienze di ricerca portate avanti non devono tuttavia indurre a considerare il Golfo come un caso ben riuscito di accoppiamento virtuoso di scienza e politica. Il ciclo *legge* → *ricerca* → *risultati della ricerca* → *legge*, che dovrebbe assicurare la valutazione su basi scientifiche delle iniziative imposte all'ambiente e alle sue risorse, e l'eventuale affinamento o modifica delle iniziative stesse alla luce dei risultati della ricerca, è stato particolarmente lento e tortuoso. D'altronde i problemi di natura politica, sociale ed economica che ledono interessi particolari e che comportano disagi a breve o medio termine per alcune categorie di utenti sono stati individuati come le principali cause di un uso scorretto delle risorse naturali (Ludwig *et al*., 1993). L'esperienza siciliana dei Consorzi di ripopolamento ittico può costituire una via privilegiata di contatto tra il mondo della Ricerca e l'Amministrazione, e i frutti che in passato sono stati prodotti sulle barriere artificiali dalla collaborazione tra il C.N.R. e il Consorzio "Golfo di Castellammare" lo dimostrano. Un passo avanti potrebbe essere fatto con esperimenti di gestione partecipativa, che vedano la presenza attiva dei pescatori - con la loro esperienza e i loro interessi - nella scelta della migliore soluzione ai problemi delle marinerie (Pomeroy e Beck, 1999; Castilla e Defeo, 2001; Galal *et al*., 2002). Nelle more di soluzioni gestionali più complesse e avanzate come quella appena accennata, riteniamo che il divieto di strascico associato alle attività di pesca artigianale possa essere una strada

da percorrere per la gestione delle risorse costiere nell'area Mediterranea. Adeguati studi preliminari possono permettere di minimizzare le perdite riducendo i conflitti che potrebbero nascere dall'applicazione delle misure di protezione.

**Summary**

The effects of fisheries management based on artificial reefs and on trawl banning are explored in the Gulf of Castellammare fishery reserve by means of biological (from trammel and trawl survey) and socio-economic data collected during several research programs between. The artificial reefs have caused an increase of diversity but not of biomass, as suggested by the comparison between the associated fish assemblage and that of nearby sandy bottoms. The associated species however do not have any trophic relation to the boulders, except the seabream, *Diplodus vulgaris*. An overall increase of experimental trammel net yields in the artificial reef area was observed from 1990 to 1998, due mainly to pelagic species associated to the boulders. The trawl ban caused a dramatic increase of groundfish biomass in the protected area (+711% after four years, total species). Different species had different increase rates, from 2-fold for the musky octopus, *Eledone moschata* to 127-fold for the gurnard, *Lepidotrigla cavillone*. Eight and ten years after the ban start the yields did not vary significantly in the overall area, but decreased near to (both outside and inside) the protected area, probably due to increased legal and illegal trawling. The mean size did not increase in three studied species, except for the monkfish, *Lophius budegassa*. The socioeconomic analysis and bioeconomic modeling yielded the following results: (a) the artisanal fishery in the Gulf is economically viable as long as its catches do not fall, e.g. due to re-admission of trawlers; (b) artisanal fishermen in the only harbor outside the fishery reserve experience higher costs and lower catches than those inside, due to a strong competition with trawlers. In conclusion the Gulf of Castellammare fishery reserve is considered a positive example of marine coastal fisheries management, especially considering the effects of the trawl ban on the abundance of groundfish stocks, although the cooperation between scientists and administrative bodies is still far from optimal.

**Ringraziamenti**

Gli Autori ringraziano Marilena Coppola e Giuseppe Di Stefano per il lavoro svolto con competenza e passione in tutti questi anni a Castellammare, e i proff. Silvano Riggio e Marco Arculeo per avere fornito i dati raccolti prima del 1990.

**Bibliografia**

ANONIMO (1999) - *Sustaining marine fisheries*. National Academy Press, Washington, D.C.: 164 pp. (Documento preparato dal Committe on Ecosystem Management for Sustainable Marine Fisheries. Ocean Studies Board. Commission on Geosciences, Environment, and Resources. National Research Council).

ARCULEO M., D'ANNA G., RIGGIO S. (1988) - Valutazione delle risorse demersali nell' area compresa fra Capo Gallo e Capo San Vito (Sicilia nord-occidentale): risultati delle campagne condotte nel 1985. *Atti Semin. Pesca Acquac., Roma, C.N.R. e Min. Mar. Merc.*, **3**: 1413-1451.

ARCULEO M., D'ANNA G., RIGGIO S. (1990) - An essay on the coastal fisheries of north and south Sicily. *Rapp. Comm. int. Mer Medit.*, **32** (1): 253 pp.

AUSTER P.J., SHACKELL N.L. (1997) - Fishery reserves. In: Boreman J.G., Nakashima B.S., Wilson J.A. & Kendall R.L. (eds), *Northwest Atlantic groundfish: perspectives on a fishery collapse*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland: 159-166.

BADALAMENTI F., D'ANNA G., FAZIO G., GRISTINA M., LIPARI R. (1993) - Relazioni trofiche tra quattro specie ittiche catturate su differenti substrati nel Golfo di Castellammare (Sicilia N/O). *Biol. Mar.* (Suppl. Notiz. SIBM), **1**: 145-150.

BADALAMENTI F., D'ANNA G. (1997) - Sperimentazione di un modulo pilota di maricoltura integrata in un'ipotesi di gestione della fascia costiera nel Golfo di Castellammare (Sicilia occidentale). Ruolo delle strutture artificiali nella rete trofica e nel reclutamento di forme giovanili per la maricoltura. Rapporto finale per il MRAAF. CNR-MRAAF: 91 pp.

BADALAMENTI F., D'ANNA G., RIGGIO S. (2000) - Artificial reefs in the Gulf of Castellammare (North West Sicily): a case study. In: A.C. Jensen, Collins, K.J., Lockwood A.P.M. (eds), *European artificial reefs in European seas*, Kluwer, London: 75-96.

BADALAMENTI F., D'ANNA G., PINNEGAR J.K., POLUNIN N.V.C. (2002) - Size-related trophodynamic changes in three target fish species recovering from intensive trawling. *Mar. Biol.*, **141**: 561-570.

BÉNÉ C., TEWFIK A. (2003) - Biological evaluation of marine protected area: evidence of crowding effect on a protected population of queen conch in the Caribbean. *P.S.Z.N.I: Mar. Ecol.*, **24** (1): 45-58.

BOHNSACK J.A. (1996) - Marine reserves, zoning and the future of fishery management. *Fisheries*, **21** (9): 14-16.

BOHNSACK J.A. (1999) - Incorporating no-take marine reserves into precautionary management and stock assessment. *NOAA Tech. Mem.*, NMFS-F/SPO-40: 8-16.

BOTSFORD L.W., CASTILLA J.C., PETERSON C.H. (1997) - The management of fisheries and marine ecosystems. *Science*, **277**: 509-515.

CASTILLA J.C., DEFEO O. (2001) - Latin American benthic shellfisheries: emphasis on co-management and experimental practices. *Rev. Fish Biol. Fish.*, **11** (1): 1-30.

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

D'ANNA G., BADALAMENTI F., PIPITONE C. (2001) - Rendimenti di pesca sperimentale con tramaglio nel Golfo di Castellammare dopo otto anni di divieto di pesca a strascico. *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 704-707.

GALAL N., ORMOND R.F.G., HASSAN O. (2002) - Effect of a network of no-take reserves in increasing catch per unit effort and stocks of exploited reef fish at Nabq, South Sinai, Egypt. *Mar. Freshwater Res.*, **53**: 199-205.

HALL S.J. (1998) - Closed areas for fisheries management - the case consolidates. *Trends Ecol. Evol.*, **13** (8): 297-298.

HASTINGS A., BOTSFORD L.W. (1999) - Equivalence in yield from marine reserves and traditional fisheries management. *Science*, **284**: 1537-1538.

JOHANNES R.E. (1998) - The case for data-less resource management: examples from tropical nearshore finfisheries. *Trends Ecol. Evol.*, **13** (6): 243-246.

LAUCK T., CLARK C.W., MANGEL M., MUNRO G.R. (1998) - Implementing the precautionary principle in fisheries management through marine reserves. *Ecol. Appl.*, **8** (Suppl. 1): 72-78.

LUDWIG D., HILBORN R., WALTERS C. (1993) - Uncertainty, resource exploitation, and conservation: lessons from history. *Science*, **260**: 17-36.

PEPE P., BADALAMENTI F., D'ANNA G. (1996) - Abitudini alimentari di *Diplodus vulgaris* sulle strutture artificiali del Golfo di Castellammare (Sicilia nord-occidentale). *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 514-515.

PEPE P., BADALAMENTI F., D'ANNA G. (1998) - Abitudini alimentari di *Diplodus sargus* nell'area delle strutture artificiali di Alcamo Marina (Golfo di Castellammare, Sicilia nord-occidentale). *Biol. Mar. Medit.*, **5** (1): 367-370.

PIPITONE C., BADALAMENTI F., D'ANNA G., PATTI B. (2000a) - Fish biomass increase after a four-year trawl ban in the Gulf of Castellammare (NW Sicily, Mediterranean Sea). *Fish. Res.*, **48** (1): 23-30.

PIPITONE C., BADALAMENTI F., D'ANNA G., WHITMARSH D., JAMES C., PICKERING H. (2000b) - Trawling ban in the Gulf of Castellammare: effects on the small-scale fishery economics and on the abundance of fish. Final report to EC-DGXIV of Study 97/063. CNR-EC: 117 pp.

PIPITONE C., BADALAMENTI F., D'ANNA G., COPPOLA M., DI STEFANO G., JAMES C., PICKERING H., WHITMARSH D. (2001a) - Le risorse ittiche costiere e la pesca artigianale nel Golfo di Castellammare. *NTR-IRMA Spec. Publ.*, **6**: 30 pp.

PIPITONE C., BADALAMENTI F., D'ANNA G., JAMES C., PICKERING H., WHITMARSH D. (2001b) - Le risorse ittiche demersali nel Golfo di Castellammare (Sicilia N-O) dopo otto anni di divieto di strascico. *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 757-760.

POMEROY C., BECK J. (1999) - An experiment in fishery comanagement: evidence from Big Creek. *Soc. Nat. Res.*, **12** (8): 719-739.

POTOSCHI A., CAVALLARO G., STURIALE P., LO DUCA G. (1995) - Effetti del decreto regionale del 31/5/90 sui rendimenti di pesca di *Mullus barbatus* (L., 1758) catturato con rete a strascico nel Golfo di Patti (ME). *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 505-507.

RAKITIN A., KRAMER D.L. (1996) - Effect of a marine reserve on the distribution of coral reef fishes in Barbados. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **131**: 97-113.

RELINI G., RELINI M. (1997) - Biomass on artificial reefs. In: A.C. Jensen (eds), *European artificial reef research. Proceedings of the 1st EARRN Conference*, Southampton Oceanography Centre, Southampton: 61-83.

RIGGIO S., BADALAMENTI F., D'ANNA G. (2000) - Artificial reefs in Sicily: an overview. In: A.C. Jensen, Collins K.J., Lockwood A.P.M. (eds), *European artificial reefs in European seas*, Kluwer, London: 65-73.

ROBERTS C.M. (1997) - Ecological advice for the global fisheries crisis. *Trends Ecol. Evol.*, **12** (1): 35-38.

SANCHEZ LIZASO J.L., GOÑI R., REÑONES O., GARCIA CHARTON J.A., GALZIN R., BAYLE J.T., SANCHEZ JEREZ P., PEREZ RUZAFA A., RAMOS A.A. (2000) - Density dependence in marine protected populations: a review. *Environ. Conserv.*, **27** (2): 144-158.

VASSILOPOULOU V., PAPACONSTANTINOU C. (1999) - Marine protected areas as reference points for precautionary fisheries: a case study of trawl reserves in Greek waters. In: *Precautionary approach to local fisheries in the Mediterranean Sea*, CIESM, Monaco: 67-70.

WHITMARSH D., JAMES C., PICKERING H., PIPITONE C., BADALAMENTI F., D'ANNA G. (2002) - Economic effects of fisheries exclusion zones: a Sicilian case study. *Mar. Res. Econ.*, **17**: 239-250.

WHITMARSH D., PIPITONE C., BADALAMENTI F., D'ANNA G. (2003) - The economic sustainability of artisanal fisheries: the case of the trawl ban in the Gulf of Castellammare, NW Sicily. *Mar. Pol.*, **27**: 489-497.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 12-20

E. Casola, G. Magnifico[1], P. Lanera[1], R. Sabatella[2], A. Santulli[3], N. Sassu[4], E. Fresi[5]

ICR Mare, Via Belvedere, 212 - 80127 Napoli, Italia.
[1]Bioservice s.c.r.l., Vico S. Domenico Maggiore, 9 - 80134 Napoli, Italia.
[2]Irepa Onlus, Via S. Leonardo, Trav. Migliaro - 84131 Salerno, Italia.
[3]Istituto di Biologia Marina, Lungomare D. Alighieri - 91016 Erice C.S. (TP), Italia.
[4]C.I.R.S.PE., Via De' Gigli d'Oro, 21 - 00186 Roma, Italia.
[5]Università di Roma "Tor Vergata", Via della Ricerca Scientifica - 00133 Roma, Italia.

# RILEVAMENTO E CARATTERIZZAZIONE DELLA FLOTTA PESCHERECCIA CHE OPERA IN AREE MARINE PROTETTE

## *SURVEY AND CHARACTERIZATION OF THE FISHING FLEET OPERATING IN MARINE PROTECTED AREAS*

***Abstract***

*In 2001 the characteristics and the structure of the fishing fleet have been studied in 15 marine protected areas and in 3 National Parks. A questionnaire has been given out to the skippers authorized to fish inside the reserves. The obtained results have allowed to highlight the absence of a significant effect of the institution of the reserves on the fishing activities and the fisherman interest in a greater involvement in the management of the reserves and, in particular, in the control of the activities which take place in the reserves.*

***Key-words:*** *marine reserves, parks, Italy, fishing vessels, socio-economic aspects.*

## Introduzione

Le aree marine protette (AMP) italiane sono parte integrante dei 477.453 ha del sistema di aree protette mediterranee dell'Unione Europea (Juanes, 2001). L'utilità di questo sistema nella conservazione dell'ambiente marino e in particolare nella protezione delle risorse pescabili dal sovrasfruttamento è stata dimostrata (Jennings, 2001; García Charton e Pérez Rusafa, 1999; García Charton *et al.*, 2000; Planes *et al.*, 2000), ma esistono ancora pochi dati sugli aspetti sociali, culturali ed economici delle AMP dell'Unione (Juanes, 2001; Salmona e Verardi, 2001). Le AMP mediterranee generalmente sono state istituite in aree depresse, in cui la principale attività economica è la pesca che, spesso, rappresenta la maggiore fonte di reddito (Badalamenti *et al.*, 2000). Compito dell'economia ambientale (bioeconomia), in stretta collaborazione con i ricercatori che si occupano di biodiversità e gestione delle risorse, è quello di dimostrare che le restrizioni conseguenti l'istituzione di un'AMP sono giustificate dal fatto che i loro benefici superano i costi derivanti (Farrow, 1996).

Nel 2001 il Consorzio Unimar, nell'ambito del progetto finanziato dall'Unione Europea e dalla Direzione Generale della Pesca e dell'Acquacoltura del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali (SFOP, Reg. CE 2080/93), ha realizzato uno studio finalizzato all'acquisizione di dati utili a stabilire gli effetti dell'istituzione delle AMP sulla flotta peschereccia e sull'attività di pesca in 15 AMP (con l'esclusione dell'area marina protetta di Miramare per l'assenza di una flotta peschereccia operante) e nei tre Parchi Nazionali con perimetrazione a mare (Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano, Parco Nazionale dell'Arcipelago de La Maddalena e Parco Nazionale dell'Asinara).

## Materiali e metodi

La raccolta dei dati è avvenuta attraverso interviste dirette ai comandanti delle imbarcazioni autorizzate all'esercizio della pesca professionale all'interno delle AMP. È stato distribuito un questionario articolato in due sezioni: la prima ha incluso domande tese all'acquisizione di informazioni generali sulle caratteristiche tecniche del natante e sui sistemi di pesca utilizzati; con la seconda si è voluto, invece, valutare la percezione degli operatori intervistati in merito ai vincoli e alle opportunità generati dall'AMP. Al fine di unificare e standardizzare la metodologia per tutte le unità operative coinvolte nel rilevamento, tutti i rilevatori, preventivamente formati sulle modalità di esecuzione dell'indagine, hanno utilizzato lo stesso questionario nello stesso periodo di tempo.

Per la classificazione degli attrezzi utilizzati, si è fatto riferimento al DM 26 luglio 1995, "Disciplina del rilascio delle licenze di pesca"; la nomenclatura delle specie oggetto di pesca è stata, invece, tratta dal DM 15 luglio 1983, "Denominazione in lingua italiana di alcune specie ittiche di interesse commerciale", integrato con i DM 24 giugno 1986 e 3 novembre 1987.

Le marinerie interessate dalla ricerca sono state scelte, in prima istanza, consultando i regolamenti vigenti all'interno delle AMP; è stata, quindi, redatta una lista anagrafica dei natanti abilitati utilizzando, ove disponibili, i tabulati forniti dagli enti gestori e dagli uffici marittimi delle Capitanerie di Porto aventi giurisdizione sulle aree marine considerate. Gli elenchi così ottenuti sono stati sottoposti ad un ulteriore controllo in occasione delle operazioni di rilevamento.

Per l'AMP Isole Ciclopi, in assenza di un regolamento di gestione, sono stati intervistati solo i pescatori professionisti residenti nel Comune di Acicastello, il cui territorio costiero è compreso nell'AMP; per le Isole Egadi si è, invece, scelto di intervistare solamente i comandanti delle imbarcazioni iscritte agli uffici marittimi delle tre isole principali (Favignana, Levanzo e Marittimo), escludendo la marineria trapanese che opera nella stessa area. Infine, per l'AMP Torre Guaceto è stata registrata l'assenza di una flotta peschereccia operante, in quanto il costituendo ente gestore prevedeva di promuovere studi scientifici sulla consistenza degli stock ittici, prima di autorizzare qualsiasi tipo di pesca all'interno dei confini dell'AMP.

È importante, inoltre, sottolineare che nelle Isole Egadi è consentito l'esercizio della pesca a strascico all'interno della riserva: il DM 8 agosto 1993, infatti, delimita all'interno della riserva una zona D (riserva di protezione), che include la zona batiale compresa tra le Isole di Levanzo e Marettimo, nei cui confini è consentita la pesca a strascico.

## Risultati

I parametri strutturali della flotta (Tab. 1) mostrano che le AMP Isole di Ventotene e Santo Stefano, Isola di Ustica, Isole Tremiti, Capo Carbonara e il Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano presentano una flotta peschereccia inferiore alle dieci unità. Le AMP Cinque Terre, Tavolara-Capo Coda Cavallo, Portofino, Isole Ciclopi, Isole Egadi e Capo Rizzuto presentano una flotta peschereccia compresa tra le dieci e le cinquanta unità, mentre i Parchi Nazionali dell'Arcipelago de La Maddalena e dell'Asinara, e le AMP Secche di Tor Paterno e Punta Campanella presentano una flotta peschereccia compresa tra le cinquanta e le cento unità. Nelle AMP Penisola del Sinis - Isola Mal di Ventre e Porto Cesareo operano le flotte pescherecce più numerose (superiori alle cento unità).

Tab. 1 - Parametri strutturali della flotta autorizzata all'esercizio della pesca all'interno delle AMP (al 31/12/2001)*.

*Structural parameters of the fishing fleet authorized to fish inside the MPAs (till 12/31/2001).*

| AREA MARINA PROTETTA | Anno di Istituzione | Superficie totale (ha) | N° imbarcazioni | TSL (t) | TSL/NUM (t) | HP | N° d'imbarcati |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Capo Carbonara | 1999 | 8.598 | 6 | 15 | 2,5 | 130 | 11 |
| Capo Rizzuto | 1991 | 14.721 | 34 | 224 | 6,6 | 2.841 | 91 |
| Cinque Terre | 1997 | 2.726 | 18 | 53 | 2,9 | 1.018 | 18 |
| Isola di Ustica | 1986 | 15.951 | 7 | 71 | 10,1 | 1.098 | 22 |
| Isole Ciclopi | 1989 | 623 | 47 | 441 | 9,4 | 3.811 | 108 |
| Isole di Ventotene e Santo Stefano | 1997 | 2.799 | 5 | 26 | 5,2 | 307 | 5 |
| Isole Egadi | 1991 | 53.992 | 40 | 195 | 4,9 | 1.890 | 95 |
| Isole Tremiti | 1989 | 1.466 | 8 | 24 | 3,0 | 335 | 17 |
| Parco Nazionale dell'Arcipelago de La Maddalena | 1994 | 15.046** | 79 | 492 | 6,2 | 5.854 | 127 |
| Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano | 1996 | 56.776** | 6 | 116 | 19,3 | 120 | 12 |
| Parco Nazionale dell'Asinara | 1997 | 21.790** | 54 | 295 | 5,5 | 8.136 | 95 |
| Penisola del Sinis – Isola Mal di Ventre | 1997 | 32.900 | 115 | 501 | 4,4 | 11.203 | 267 |
| Porto Cesareo | 1997 | 16.654 | 116 | 607 | 5,2 | 7.024 | 223 |
| Portofino | 1998 | 346 | 42 | 114 | 2,7 | 2.139 | 46 |
| Punta Campanella | 1997 | 1.539 | 66 | 264 | 4,0 | 3.624 | 94 |
| Secche di Tor Paterno | 2000 | 1.387 | 74 | 366 | 4,9 | 5.997 | 111 |
| Tavolara – Capo Coda Cavallo | 1997 | 15.357 | 22 | 39 | 1,8 | 649 | 31 |
| Torre Guaceto | 1991 | 2.227 | - | - | | - | - |
| Totale | - | 248.429 | 739 | 3.843 | - | 56.176 | 1.373 |

* Tra gli imbarcati è compresa una piccola quota di lavoratori stagionali, quantificabile nel 2,3% del totale.
** Superficie marina inclusa nella perimetrazione del Parco.

In merito ai valori di TSL medio, si può osservare il divario esistente tra Tavolara - Capo Coda Cavallo che presenta un TSL medio di solo 1,8 t e il Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano che, pur presentando una flotta peschereccia costituita da sole sei imbarcazioni, possiede il più elevato TSL medio pari a 19,3 t.

Dalla Tab. 2, relativa agli attrezzi da pesca utilizzati, si evince che nelle AMP italiane vengono utilizzati attrezzi da pesca altamente selettivi quali il tramaglio (86,4% delle imbarcazioni), il palangaro (42,9%) e l'imbrocco (31,1%).

In media le barche impegnate nelle AMP usano un numero di attrezzi pari a 2,8: le poche realtà in cui il numero di attrezzi utilizzati è risultato significativamente più elevato sono l'Isola di Ustica (6,4), il Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano (4,0) e Punta Campanella (4,4).

Dal confronto dei dati relativi alle zone di pesca prima dell'istituzione dell'AMP e nei 12 mesi precedenti il rilevamento (Tab. 3) emerge come ben 4 AMP (Capo Carbonara, Isola di Ustica, Isole di Ventotene e Santo Stefano e Isole Tremiti) abbiano mantenuto una forte funzione di attrattore dei pescatori residenti, che hanno tutti continuato ad esercitare la loro attività esclusivamente all'interno dell'area. Al contrario nelle AMP Isole Ciclopi, per il 44%, e Punta Campanella, per il 26%, si è registrato una tendenza delle imbarcazioni che pescavano esclusivamente o prevalentemente all'interno del perimetro dell'AMP, a svolgere la loro attività fuori dai confini della riserva. Nelle restanti aree la frequentazione di zone

di pesca interne al perimetro delle AMP si è attestata su valori generalmente più bassi rispetto a quelli registrati altrove e non ha subito variazioni significative con l'istituzione dell'AMP.

Tab. 2 - Percentuale di imbarcazioni che hanno utilizzato i diversi attrezzi da pesca*.
*Percent of fishing vessels using the different fishing gears.*

| SISTEMA DI PESCA | ATTREZZI | Capo Carbonara | Capo Rizzuto | Cinque Terre | Isola di Ustica | Isole Ciclopi | Isole di Ventotene e Santo Stefano | Isole Egadi | Isole Tremiti | Parco Nazionale dell'Arcipelago de La Maddalena | Parco Nazionale dell'Asinara | Penisola del Sinis - Isola Mal di Ventre | Porto Cesareo | Portofino | Punta Campanella | Secche di Tor Paterno | Tavolara - Capo Coda Cavallo | Tutte le AMP osservate |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| POSTA | Cestelli, Cogoli, Bertovelli | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1,8 | 4,1 | 1,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 2,4 | 0,0 | 0,9 |
| | Imbrocco | 80,0 | 0,0 | 58,3 | 40,0 | 0,0 | 0,0 | 12,5 | 62,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 66,2 | 41,7 | 61,7 | 95,2 | 77,3 | 31,1 |
| | Incastellata | 0,0 | 0,0 | 66,7 | 40,0 | 0,0 | 0,0 | 25,0 | 0,0 | 14,5 | 2,0 | 1,2 | 0,0 | 16,7 | 68,1 | 28,6 | 0,0 | 14,7 |
| | Lenze a mano o a canna | 0,0 | 12,9 | 0,0 | 0,0 | 10,3 | 0,0 | 5,0 | 0,0 | 50,9 | 38,8 | 0,0 | 2,8 | 0,0 | 21,3 | 0,0 | 0,0 | 12,4 |
| | Nasse | 60,0 | 9,7 | 0,0 | 80,0 | 43,6 | 60,0 | 2,5 | 0,0 | 18,2 | 24,5 | 39,1 | 8,5 | 0,0 | 57,5 | 14,3 | 18,2 | 23,3 |
| | Palangari derivanti | 0,0 | 16,1 | 8,3 | 60,0 | 23,1 | 0,0 | 2,5 | 0,0 | 3,6 | 14,3 | 6,9 | 11,3 | 0,0 | 10,6 | 21,4 | 0,0 | 10,4 |
| | Rete circuitante | 0,0 | 12,9 | 0,0 | 0,0 | 2,6 | 0,0 | 12,5 | 12,5 | 5,5 | 0,0 | 0,0 | 1,4 | 0,0 | 36,2 | 2,4 | 9,1 | 6,3 |
| | Tramaglio | 100,0 | 77,4 | 91,7 | 100,0 | 79,5 | 100,0 | 75,0 | 100,0 | 89,1 | 85,7 | 94,3 | 87,3 | 88,9 | 93,6 | 69,1 | 86,4 | 86,4 |
| | Lenze trainate | 0,0 | 12,9 | 0,0 | 40,0 | 12,8 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 7,3 | 14,3 | 0,0 | 0,0 | 5,6 | 42,6 | 0,0 | 0,0 | 7,9 |
| PALANGARI | Palangari fissi | 0,0 | 80,7 | 58,3 | 100,0 | 30,8 | 40,0 | 27,5 | 37,5 | 54,6 | 63,3 | 44,8 | 25,4 | 58,3 | 40,4 | 14,3 | 31,8 | 42,9 |
| CIRCUIZIONE | Cianciolo per pesce azzurro | 0,0 | 0,0 | 16,7 | 80,0 | 5,1 | 0,0 | 7,5 | 0,0 | 0,0 | 4,1 | 0,0 | 0,0 | 38,9 | 2,1 | 11,9 | 0,0 | 5,9 |
| | Cianciolo per pesce bianco | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 16,7 | 2,1 | 0,0 | 0,0 | 1,3 |
| | Circuizione senza chiusura | 0,0 | 0,0 | 8,3 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 4,3 | 0,0 | 0,0 | 0,5 |
| FERRETTARA | Ferrettara | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 20,0 | 5,1 | 0,0 | 5,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 2,8 | 0,0 | 2,1 | 0,0 | 0,0 | 1,4 |
| ARPIONE | Arpione / Fiocina | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 12,8 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,9 |
| POSTA DERIVANTE | Posta derivante | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 80,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 4,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1,3 |
| RASTRELLO DA NATANTE | Rastrello da natante | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 4,8 | 0,0 | 0,4 |
| SCIABICA | Sciabica da natante | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 2,6 | 0,0 | 2,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 41,7 | 2,1 | 0,0 | 0,0 | 3,2 |
| STRASCICO | Strascico a divergenti tradizionale | 0,0 | 3,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 5,0 | 0,0 | 5,5 | 0,0 | 3,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1,6 |
| VOLANTE | Volante | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 2,6 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,2 |

* Le percentuali sono calcolate sul totale delle imbarcazioni osservate in ciascuna AMP.
* Periodo di riferimento: dodici mesi compresi tra l'1 ottobre 2000 e il 31 settembre 2001.

Per la maggior parte dei pescatori che operano all'interno delle AMP non si è avuto alcun incremento delle ore di navigazione (61%) e del numero di giornate di pesca (76%) in seguito alla istituzione dell'AMP.

Circa la percezione che hanno i pescatori dell'AMP, essi si ritengono poco coinvolti nella gestione del proprio territorio. La maggior parte (64%) ritiene, infatti, di non essere stata abbastanza informata sulle motivazioni che hanno portato all'istituzione dell'AMP e più della metà (52%) ritiene che la superficie protetta sia troppo vasta. Va, inoltre, sottolineato il sostanziale equilibrio (Fig. 1) tra gli operatori della pesca che si ritengono danneggiati (43%) e quelli che pensano che l'istituzione dell'AMP non abbia interferito significativamente con le attività di pesca (46%), non modificando in tal modo il reddito. Sono ancora pochi quelli che asseriscono di averne tratto un vantaggio (11%) dall'istituzione dell'AMP. In realtà, l'analisi condotta a livello di singola AMP evidenzia delle accentuate differenze nelle risposte. Si passa, infatti, da Capo Carbonara, Isole Tremiti e Tavolara–Capo Coda Cavallo, dove non si riscontrano giudizi negativi, a Isole Ciclopi, Capo Rizzuto, Cinque Terre, Isole di Ventotene e Santo Stefano e Punta Campanella, dove i giudizi negativi superano il 60% delle risposte.

Tab. 3 - Percentuale di capibarca che hanno dichiarato di pescare esclusivamente o prevalentemente all'interno dell'AMP nel periodo prima della sua istituzione e nei 12 mesi precedenti il rilevamento (01/10/2000 – 31/09/2001)*.

*Percent of shipowners who have declared to fish exclusively or prevalently inside the MPA in the period before of his institution and in the 12 months preceding the survey (10/01/2000 – 09/31/2001).*

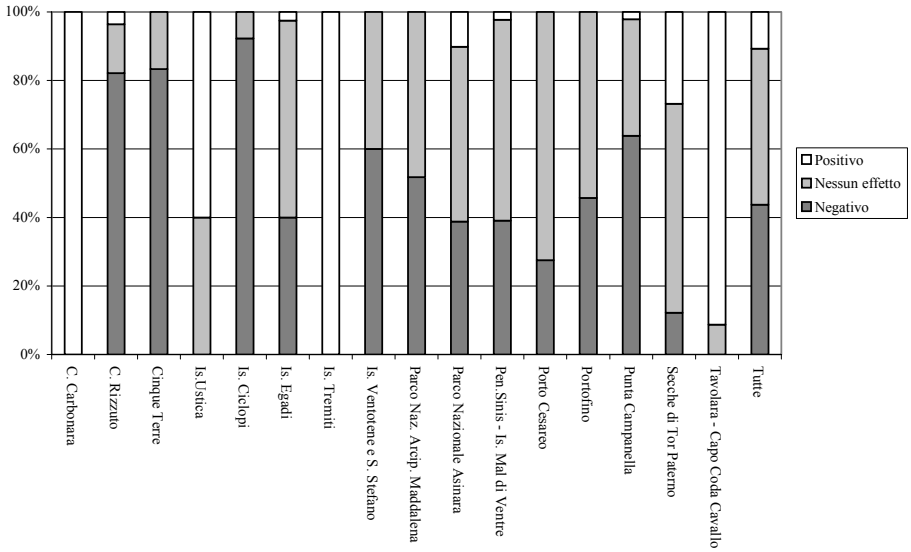
| AREA MARINA PROTETTA | Prima dell'istituzione | Ultimi 12 mesi |
|---|---|---|
| Capo Carbonara | 100% | 100% |
| Capo Rizzuto | 48% | 48% |
| Cinque Terre | 59% | 41% |
| Isola di Ustica | 100% | 100% |
| Isole Ciclopi | 57% | 13% |
| Isole di Ventotene e Santo Stefano | 100% | 100% |
| Isole Egadi | 93% | 95% |
| Isole Tremiti | 100% | 100% |
| Parco Nazionale dell'Arcipelago de La Maddalena | 59% | 55% |
| Parco Nazionale dell'Asinara | 50% | 44% |
| Penisola del Sinis - Isola Mal di Ventre | 49% | 45% |
| Porto Cesareo | 21% | 12% |
| Portofino | 43% | 43% |
| Punta Campanella | 71% | 45% |
| Secche di Tor Paterno | 0% | 0% |
| Tavolara - Capo Coda Cavallo | 96% | 100% |
| In tutte le AMP osservate | 50% | 41% |

* Le percentuali si riferiscono al totale delle imbarcazioni osservate in ciascuna AMP.
* I dati relativi all'AMP dell'Arcipelago Toscano non sono riportati per assenza di numero sufficiente di osservazioni.

Questo dato è confermato dalla percentuale di pescatori coinvolti in attività economiche collaterali all'AMP (11%), che sono ancora pochi rispetto alle potenzialità offerte, specialmente nel settore turistico (Fig. 2). Fanno eccezione l'Isola di Ustica, dove l'80% dichiara di svolgere attività integrative, e le Isole di Ventotene e Santo Stefano, dove è il 60% ad esercitare attività integrative.

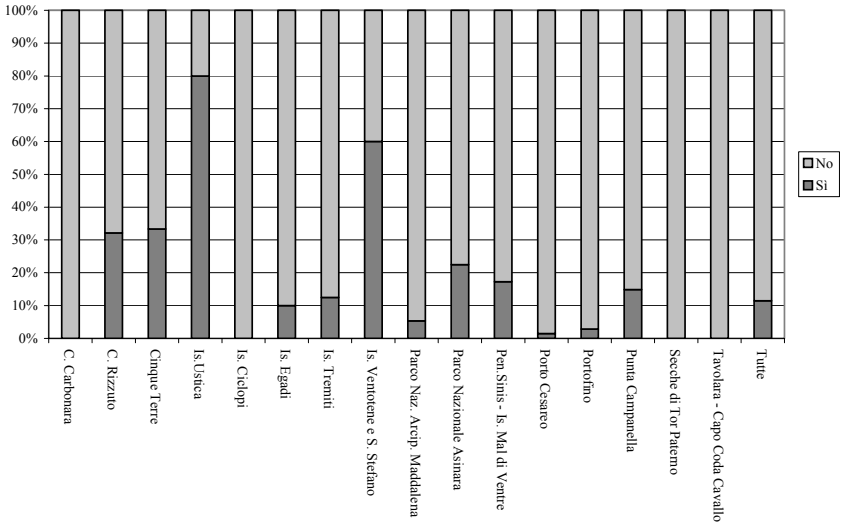
Tra le attività integrative legate alla nascita dell'AMP, quella maggiormente esercitata è il pescaturismo (il 54% di tutte le attività intraprese), seguita dalla ristorazione (il 13%). Molto poco praticata è l'attività di sorveglianza dell'AMP, a conferma del fatto che i pescatori sono poco coinvolti nella gestione dell'AMP. Seguono tutte le attività legate all'afflusso turistico quali trasporto turisti, affitto di stanze, ecc. (Fig. 3).

Dalla Fig. 4 si può evincere un generale scarso interessamento ad intraprendere nei prossimi anni attività collegate all'istituzione delle AMP. Il 49% degli intervistati, infatti, non mostra nessun interesse, il 31% si dice disponibile ad un'eventuale diversificazione dell'attività e una percentuale abbastanza alta (20%) non ha idee a riguardo. Anche in questo caso, si osserva un'estrema variabilità nelle risposte for-




* I dati relativi all'AMP dell'Arcipelago Toscano non sono riportati per assenza di numero sufficiente di osservazioni.

Fig. 1 - Percezione dell'effetto sui redditi prodotto dall'istituzione dell'AMP.
*Perception of the effect on the incomes produced by the institution of the MPA.*




* I dati relativi all'AMP dell'Arcipelago Toscano non sono riportati per assenza di numero sufficiente di osservazioni.

Fig. 2 - Percentuale di intervistati che esercitano attività integrative del reddito.
*Percent of interviewees who exercise income integrative activities.*

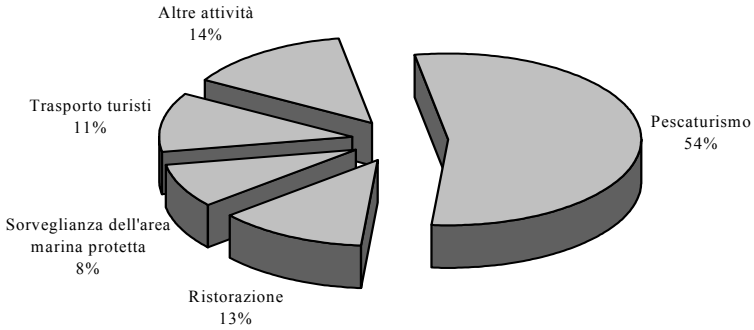
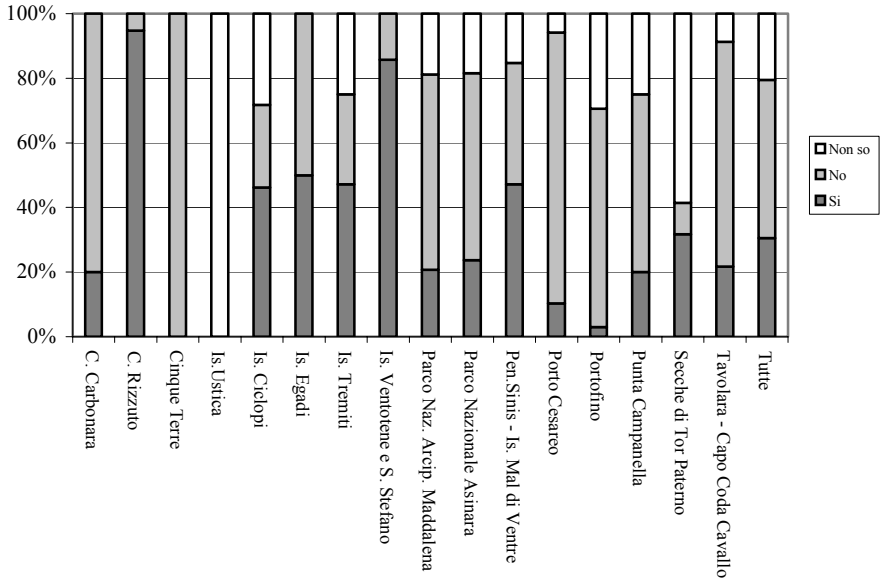



Fig. 3 - Tipologie di attività integrative del reddito legate alla nascita dell'AMP.
*Typologies of income integrative activities bound to the birth of the MPA.*




* I dati relativi all'AMP dell'Arcipelago Toscano non sono riportati per assenza di numero sufficiente di osservazioni.

Fig. 4 - Percentuale di intervistati intenzionati ad intraprendere attività collegate alla gestione dell'AMP nei prossimi due anni.
*Percent of disposed interviewees to undertake activities connected to the management of the MAP in the next two years.*

nite: il 95% dei pescatori di Capo Rizzuto è disposto ad intraprendere altre attività nei prossimi due anni, contro il 3% di Portofino.

Circa la percezione dell'effetto dell'istituzione dell'AMP sulla risorsa pescabile, i pescatori sono in massima parte (55%) d'accordo nel ritenere che l'istituzione dell'AMP abbia avuto un effetto positivo sulla conservazione delle risorse. Non si evince una risposta chiaramente positiva o negativa sull'effetto dell'istituzione dell'AMP sulle catture, andamento che si osserva anche quando si chiede ai pescatori di indicare le specie in aumento o in diminuzione. Appare, tuttavia, significativa l'elevata percentuale di pescatori (79%) che asseriscono di non aver osservato un aumento delle taglie delle specie pescate all'interno della riserva. Poco più della metà degli intervistati (54%) ritiene, inoltre, insufficienti i controlli esercitati per fare rispettare i vincoli imposti dalla istituzione dell'AMP.

## Conclusioni

I risultati esposti definiscono un panorama delle AMP italiane estremamente variegato in funzione di una serie di fattori tra cui possiamo prendere in considerazione la diversità delle realtà naturali ma soprattutto di quelle umane in cui le AMP sono inserite, tra queste riteniamo non secondarie le differenze di comportamento dei diversi enti gestori e, soprattutto, delle realtà locali coinvolte. Pur tuttavia per la maggior parte dei pescatori intervistati l'istituzione dell'AMP non ha avuto un effetto significativo sulle attività di pesca (localizzazione delle aree di pesca, ore di navigazione, giornate di pesca, reddito). I pescatori, pur ritenendo potenzialmente utile l'AMP per la conservazione della risorsa, non hanno osservato alcun effetto positivo sulle rese di pesca in seguito all'istituzione dell'AMP.

Dalle risposte sembra trasparire un interesse dei pescatori per un coinvolgimento maggiore nella gestione dell'AMP e nel controllo delle attività che in essa vi si svolgono.

Appare, quindi, evidente la necessità di aumentare il coinvolgimento degli operatori della pesca nella gestione, incentivando l'informazione e la formazione per l'avviamento a nuove attività economiche. Particolare enfasi, a questo proposito, va posta sul pescaturismo e sulle potenzialità economiche ad esso connesse.

Infine, potrebbe risultare sicuramente utile coinvolgere i pescatori in programmi di ricerca tendenti a valutare l'effetto dell'AMP sulla risorsa pesca. Infatti, l'esperienza diretta, più che l'informazione, consentirebbe loro di comprendere che i benefici delle restrizioni superano i costi derivanti dall'istituzione dell'AMP. Naturalmente, tale assunto risulta vero laddove obiettivo della gestione sia quello di attuare una salvaguardia partecipata del bene ambientale che veda nel coinvolgimento della categoria uno strumento insostituibile.

**Summary**

In 2001 the characteristics and the structure of the fishing fleet have been studied in 15 Italian marine protected areas and in 3 National Parks. A questionnaire has been given out to the shipowners authorized to fish inside the reserves. A first group of questions has been proposed to determine the characteristics and the structure of the operating fishing fleet in the reserves; a second group of questions has had the purpose to evaluate the fisherman's perception as regards the restrictions and advantages resulting from the institution of the reserves. The obtained results have allowed to state that for the interviewed fishermen the institution of the reserves has not had a significant effect on the fishing activities (location of the fishing areas, hours of navigation, fishing days, income). Positive effects have not been registered on the fishing yields. Besides,

a fisherman interest gleams in a greater involvement in the management of the reserves and, in particular, in the control of the activities which take place in the reserves.

## Bibliografia

BADALAMENTI F., RAMOS A.A., VOULTSIADOU E., LIZASO L.J.S., D'ANNA G., PIPITONE C., MAS J., FERNANDEZ J.A.R., WHITMARSH D., RIGGIO S. (2000) - Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean marine protected areas. *Envir. Conserv.*, **27** (2): 110–125.

FARROW S. (1996) - Marine protected areas: emerging economics. *Mar. Policy*, **20**: 439-446.

GARCÍA CHARTON J.A., PEREZ RUSAFA A. (1999) - Ecological heterogeneity and the evaluation of effects of marine reserves. *Fish. Res.*, **42**: 1-20.

GARCÍA CHARTON J.A., WILLIAMS I.D., PÉREZ RUZAFA A., MILAZZO M., CHEMELLO R., MARCOS C., KITSOS M.-S., KOUKOURAS A., RIGGIO S. (2000) - Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine protected areas: habitat, scale and the natural variability ecosystems. *Envir. Conserv.*, **27** (2): 159-178.

JENNINGS S. (2001) - Patterns and prediction of population recovery in marine reserves. *Rev. Fish Biol Fish.*, **10**: 209-231.

JUANES F. (2001) - Mediterranean marine protected areas. *Trends Ecol. Evol.*, **16**: 169-170.

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.

SALMONA P., VERARDI D. (2001) - The marine protected area of Portofino, Italy: a difficult balance. *Oc. Coast. Manag.*, **44**: 39-60.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 21-32

G. Scarcella, G. Bombace, G. Fabi, F. Grati

Istituto di Scienze Marine, Sezione Pesca Marittima - CNR, Largo Fiera della Pesca - 60125 Ancona, Italia.

# AUMENTO CONTROLLATO DELLO SFORZO DI PESCA IN UNA BARRIERA ARTIFICIALE DELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE: EFFETTI SUL POPOLAMENTO ITTICO

## *CONTROLLED INCREASE OF THE FISHING EFFORT AT AN ARTIFICIAL REEF IN THE NORTHERN ADRIATIC: EFFECTS ON THE FISH ASSEMBLAGE*

***Abstract***

*The impact of an increasing and controlled fishing effort applied by a professional fisherman at an Adriatic artificial reef was evaluated over three years using the ratio between experimental catches obtained at the reef and at an unprotected, open-sea control site. The ratio of mean species richness per catch as well as that of the fishing yields of the most representative groups of the fish assemblage inhabiting the artificial reef did not show any significant decrease due to the increased fishing effort.*

***Key-words***: *artificial reef, fishing effort, fish, management, Adriatic sea.*

## Introduzione

È ormai ampiamente riconosciuto che le barriere artificiali possono rappresentare uno strumento per la gestione delle risorse ittiche e delle attività di pesca poiché consentono di modificare la distribuzione delle specie bersaglio e dello sforzo di pesca, favorire l'uso di determinati tipi di attrezzi e influenzare le catture in termini quantitativi e qualitativi (Polovina, 1991). Le potenziali applicazioni a livello gestionale di questo tipo di interventi sono trasferibili alla realtà italiana in cui l'esigenza di ridurre lo sforzo di pesca esercitato da alcuni comparti, il sovrasfruttamento di alcune risorse, la conflittualità tra diverse attività di pesca costituiscono problematiche la cui soluzione, sia pure parziale, si può raggiungere mediante un impiego razionale degli habitat artificiali.

Negli ultimi decenni la ricerca scientifica ha posto le basi per la comprensione dei delicati equilibri ecologici che regolano gli habitat artificiali. Risulta però di particolare importanza assumere una visione sinottica di tale tematica, considerando anche gli aspetti socio-economici, ovvero conoscere le potenzialità di queste aree in termini di utilizzo a livello commerciale, sia per la fase di progettazione, sia per poter applicare, a realizzazione ultimata, misure gestionali volte ad evitare il sovrasfruttamento delle risorse e le eventuali conflittualità tra i possibili utenti e ad incrementare i benefici economici

Infatti, in assenza di piani di gestione specifici, la creazione di barriere artificiali può generare un incremento del tasso di mortalità da pesca delle specie bersaglio determinato dall'aggregazione di pescatori in queste aree, con conseguente aumento a livello locale dello sforzo di pesca, e dal possibile incremento della capacità di cattura degli attrezzi. Anche nel caso in cui non si verifichi un impoverimento delle risorse, i benefici economici potrebbero essere invalidati (Samples e Sproul, 1985; Milon, 1991).

Per poter sviluppare modelli predittivi per la pianificazione ottimale di nuovi impianti e piani di gestione efficienti che coniughino la salvaguardia delle risorse con le attività di pesca è necessario innanzitutto disporre di una quantità sufficiente di dati quantitativi concernenti la variabilità e i trend annuali dei popolamenti ittici che stazionano in barriere artificiali mature, ovvero realizzate da molti anni. In quest'ottica la serie pluriennale di rendimenti di pesca sperimentale raccolta da CNR-ISMAR Sezione Pesca Marittima di Ancona presso la barriera di Cesano-Senigallia ha evidenziato l'opportunità di associare alla posa in opera di un impianto di barriere artificiali un periodo di interdizione alla pesca, non inferiore a tre anni, per consentire ai substrati di esplicare il loro potere attrattivo nei confronti delle varie specie e alla comunità ittica di raggiungere un buon livello strutturale (Fabi *et al.*, 1999). La fase successiva consiste nella valutazione dello sforzo di pesca applicabile a tale tipologia di impianti, dopo l'apertura alla pesca professionale, al fine di ottimizzarne l'utilizzo e mantenerne l'efficacia nel tempo. Il presente lavoro riporta una sintesi dei risultati ottenuti in tal senso tramite un progetto di ricerca finanziato dal MIPAF nell'ambito del V Piano triennale della Pesca e dell'Acquacoltura che prevedeva l'apertura controllata della barriera alla pesca professionale per 3 anni.

## Materiali e metodi

*Area di studio* - Lo studio è stato condotto presso la barriera artificiale di Cesano-Senigallia, situata in Adriatico settentrionale a 1,2 miglia nautiche dalla costa e 11-13 m di profondità, su un fondale sabbio-fangoso. L'impianto, che occupa un'area rettangolare di 64,5 × 94,5 m, è costituito da 29 piramidi poste a circa 15 m l'una dall'altra e 12 gabbioni di cemento (4 × 6 × 5 m) ed è stato interdetto alla pesca professionale sin dalla sua realizzazione avvenuta nel 1987 (Fabi e Fiorentini, 1994).

*Raccolta dati* - Quale parametro di controllo dell'apertura graduale e controllata della barriera alla pesca professionale con attrezzi da posta è stato scelto il numero di giorni di pesca mensili, che è stato aumentato gradualmente di anno in anno, partendo dal 30% delle giornate di attività che un pescatore può teoricamente svolgere nell'arco di un mese (limite massimo: 10 gg. di pesca) nel primo anno ad un massimo del 100% (limite massimo: 30 gg.) nel terzo anno. Date le ridotte dimensioni della barriera, si è deciso di aprire l'impianto a una sola unità da pesca della marineria di Senigallia, a cui è stata lasciata libertà di scelta riguardo gli attrezzi da posta da utilizzare in funzione delle stagioni e delle specie bersaglio. Per ogni giorno di pesca sono stati rilevati le caratteristiche tecniche degli attrezzi utilizzati e il peso delle specie catturate con ciascuno di essi.

Per valutare la risposta del popolamento ittico residente nella barriera all'aumentato forzo di pesca, per tutta la durata del programma sono proseguiti i campionamenti mensili con rete tremaglio (lunghezza 500 m; altezza 2 m; maglie con apertura di 70 mm nel panno interno e di 340 mm nei panni esterni) condotti presso l'impianto sin dalla sua immersione (Bombace *et al.*, 1990; Fabi e Fiorentini, 1994; Bombace *et al.*, 1997; Fabi *et al.*, 1999). Come ulteriore fattore di controllo, al fine di individuare eventuali fluttuazioni naturali (stagionali e annuali) delle varie popolazioni ittiche, sono proseguiti contemporaneamente anche i campionamenti mensili in una zona priva di substrati duri naturali o artificiali, posta sulla stessa batimetria, a circa 2,5 mn di distanza dalla barriera. La rete veniva calata al tramonto e salpata all'alba del mattino seguente per una permanenza in mare di circa 12 h.

In totale, da gennaio 2000 a dicembre 2002 sono stati effettuati 36 campionamenti

in ciascun sito. Tutti gli individui catturati sono stati identificati secondo Whitehead *et al.* (1986) per le specie ittiche e Fischer *et al.* (1987) per i crostacei e i molluschi, contati e pesati individualmente al grammo inferiore.

*Analisi dei dati* - Le specie ittiche catturate sono state suddivise in pelagiche (P), necto-bentoniche (NB) e bentoniche (B). Inoltre, ciascuna di esse è stata definita come "attratta" (AT), "parzialmente attratta" (PA) o "non attratta" (NA) in base alla sua affinità verso i substrati duri, naturali o artificiali (Bombace *et al.*, 1994).

Poiché la permanenza in mare degli attrezzi utilizzati variava nelle diverse stagioni e le reti potevano subire danni a causa delle condizioni meteo-marine avverse e della presenza dei moduli sommersi e, infine, poiché il pescatore utilizzava di volta in volta quantità di attrezzi diverse in base alle sue esigenze, i rendimenti di pesca delle singole specie sono stati standardizzati come peso di individui catturati con 100 m di rete (o 10 trappole) e 12 ore di permanenza in mare dell'attrezzo.

Lo sforzo di pesca applicato in termini di numero di giorni e operazioni di pesca effettuati e la composizione quantitativa delle catture ottenute dall'unità professionale presso la barriera sono stati analizzati su base annuale.

Per valutare le variazioni indotte dalla pesca professionale sul popolamento ittico, i dati ottenuti tramite i surveys sperimentali condotti sia nell'impianto che al controllo dal 1988 sono stati utilizzati per calcolare la ricchezza specifica annuale (numero totale di specie catturate in ciascun sito in ogni anno) e, per ogni campionamento, il rapporto barriera (B)/controllo (C) (Fabi *et al.*, 1999) relativo sia alla ricchezza specifica ($R_s$), che alla cattura in peso ($R_p$) totale e dei gruppi di specie che avevano costituito più del 5% in peso della cattura media annuale ottenuta dal pescatore con le reti da posta in barriera:

$$R = \log_{10}((B + 0,1)/(C + 0,1))$$

La trasformazione logaritmica ha consentito di ridurre l'influenza dei valori di cattura elevati ma saltuari.

Al fine di eliminare l'effetto stagionalità che influenza notevolmente l'abbondanza di molte specie nella fascia costiera (Bombace *et al.*, 1990; Fabi e Fiorentini, 1994), ai valori di R è stato applicato il metodo della Media Mobile a 12 mesi (Fabi *et al.*, 1999).

I valori di $R_s$ e $R_p$ ottenuti nel periodo 2000-02 sono stati confrontati statisticamente con quelli del triennio immediatamente precedente (1997-99) tramite l'Analisi di Varianza a una via (ANOVA; Snedecor e Cochran, 1967). Prima di procedere con l'ANOVA sono stati applicati i test di Kolmogorov-Smirnov e Bartlett per verificare rispettivamente la distribuzione normale dei dati e l'omogeneità delle varianze. Nel caso dei pesci pelagici PA, per i quali tali condizioni non venivano rispettate, il confronto statistico è stato condotto tramite il test non parametrico di Kruskal-Wallis (Zar, 1984).

## Risultati

*Catture della pesca professionale* - Gli attrezzi utilizzati dal pescatore all'interno della barriera sono elencati in Tab. 1. Si può osservare che egli mirava non solo alla cattura di sogliole, seppie, canocchie e lumachine di mare, che si rinvengono comunemente anche sui fondi sabbio-fangosi in cui opera la marineria di Senigallia ma, essendo a conoscenza del popolamento ittico presente nella barriera, aveva come

target anche altre specie pregiate (spigole, scienidi, sparidi) per le quali, a causa della sua scarsa esperienza di pesca su fondi rocciosi, ha testato diversi tipi di attrezzi.

Tab. 1 - Attrezzi utilizzati dal pescatore all'interno della barriera artificiale di Cesano-Senigallia nel 2000-02.
*Fishing equipments employed by the professional fisherman inside the Cesano-Senigallia artificial reef in the period 2000-02.*

| **Rete** | | **Caratteristiche tecniche** | | | | **Bersaglio** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | **Filato** | **Altezza (m)** | **Dimensione maglia (mm)** | | |
| | | | | **Panno interno** | **Panno esterno** | |
| Tremaglio | TM | monofilamento di poliammide | 3 | 72 | 400 | Sparidi e scienidi |
| Tremaglio | TS | filamento ritorto di poliammide | 2 | 70 | 340 | *Sepia officinalis, Lithognathus mormyrus* |
| Imbrocco | IMB 4/68 | monofilamento di poliammide | 4 | 68 | | *L. mormyrus* |
| Imbrocco con tiranti di 1,20 m | IMB 4/68 T | monofilamento di poliammide | 4 | 68 | | *Solea vulgaris, Scomber scombrus*, *Trachurus* spp. |
| Imbrocco | IMB 4/72 | monofilamento di poliammide | 4 | 72 | | *L. mormyrus* |
| Imbrocco | IMB 2,5/64 | monofilamento di poliammide | 2,5 | 64 | | *S. vulgaris, Squilla mantis* |
| Imbrocco | IMB 6/80 | monofilamento di poliammide | 6 | 80 | | *Dicentrarchus labrax*, scienidi, sparidi |
| Imbrocco | IMB 6/100 | monofilamento di poliammide | 6 | 100 | | *D. labrax,* scienidi, sparidi |
| **Trappole** | **Descrizione** | | | | | **Bersaglio** |
| Cogollo | Dotato di 2 trappole interne e pareti di rete in poliammide con maglie di ampiezza decrescente dall'imboccatura al sacco finale. | | | | | *S. officinalis* |
| Nassa da seppia | Costituita da una rete di poliammide montata su un telaio metallico a forma di parallelepipedo, avente due entrate ad imbuto dotate di sportello finale che si apre solo verso la parte interna dell'attrezzo permettendo l'ingresso, ma non l'uscita degli animali. Viene generalmente innescata con rami di alloro. | | | | | *S. officinalis* |
| Nassa da pesce | Utilizzata in altre aree italiane; di forma cilindrica, è costituita da una camera con pareti di rete rigida in plastica e con una bocca ad imbuto che permette l'ingresso, ma non l'uscita degli organismi catturati; in questo caso veniva generalmente innescata con mitili aperti. | | | | | Sparidi e scienidi |
| Cestino | Trappola di forma tronco-conica costituita da un telaio in ferro rivestito nella base inferiore e lateralmente da rete in filamento ritorto di poliammide (maglia di 18 mm); viene innescata con pesce morto. | | | | | *N. mutabilis* |

Da gennaio 2000 a dicembre 2002 il pescatore ha effettuato, nella barriera artificiale, 444 uscite giornaliere, corrispondenti a 564 operazioni di pesca, così ripartite (Fig. 1):

*2000*: 80 giorni, corrispondenti a 99 operazioni di pesca e a circa il 30% del totale delle giornate di attività svolte nell'intero anno;

*2001*: 142 giorni, corrispondenti a 186 operazioni di pesca e a circa il 60% del totale delle giornate di attività effettuate in quell'anno;

*2002*: 222 giorni, corrispondenti a 279 operazioni di pesca, pari a quasi il totale dei giorni di pesca condotti nel 2002.

Il tremaglio monofilamento (TM) e i cestini sono risultati gli attrezzi più utilizzati (146 e 204 volte rispettivamente), seguiti dalla rete ad imbrocco alta 4 m avente aper-

tura di maglia di 68 mm (IMB 4/68: 60 volte), dalla rete ad imbrocco alta 4 m con maglia da 72 mm (IMB 4/72: 35 volte) e dalla rete ad imbrocco alta 4 m provvista di maglia di 68 mm e tiranti (IMB 4/68T: 32 volte). Tutte le altre tipologie di attrezzi hanno assunto nell'insieme un ruolo poco rilevante perché, non fornendo catture soddisfacenti, venivano provate e poi abbandonate.

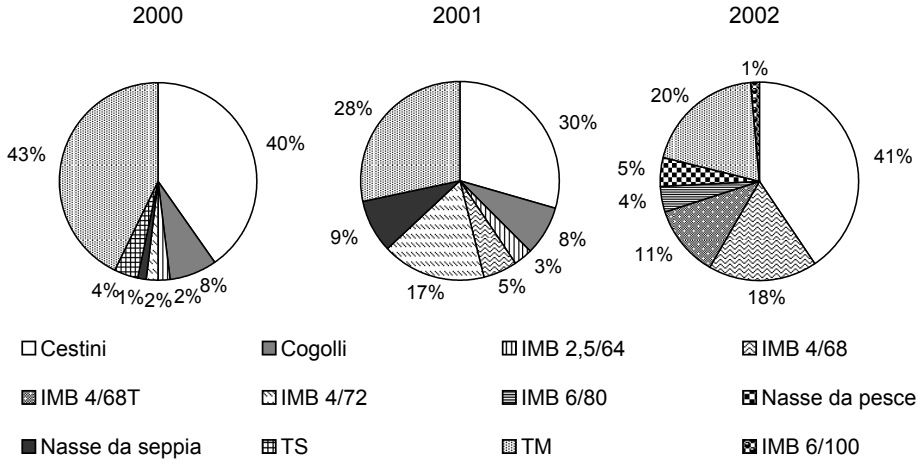



Fig. 1 - Operazioni di pesca professionali condotte presso la barriera artificiale di Cesano-Senigallia nel 2000-02.

*Fishing operations carried out by the professional fisherman inside the Cesano-Senigallia artificial reef in the period 2000-02.*

Le reti impiegate avevano una lunghezza di 200-250 m mentre le serie di trappole erano formate, in base alla loro tipologia, da 100 cestini, 15 cogolli, 2-4 nasse da pesce o 10 nasse da seppia.

Durante l'intero periodo di indagine sono state catturate con le diverse tipologie di reti 45 specie (40 pesci, 4 crostacei e 1 mollusco; Tab. 2). Tra i pesci, 15 erano pelagici, rappresentati prevalentemente da specie PA (9) e NA (5), 13 bentonici, costituiti principalmente da specie NA (8), e infine 12 necto-bentonici, per la maggior parte AT (7) e PA (4). I crostacei hanno incluso 2 specie NA (*Squilla mantis* e *Penaeus kerathurus*) e 2 AT (*Maja crispata* e *Homarus gammarus*), mentre l'unico mollusco comparso nelle catture è stata *Sepia officinalis*.

Anche in termini quantitativi i pesci hanno costituito la porzione più importante della cattura (Tab. 2; Fig. 2). I necto-bentonici AT, rappresentati da specie di elevato valore commerciale (*Dicentrarchus labrax*, *Diplodus sargus*, *Sciaena umbra*, *Sparus auratus* e *Umbrina cirrosa*) e i pelagici PA, soprattutto mugilidi, sono risultate le categorie principali, costituendo, nell'insieme, più del 60% della cattura totale in peso ottenuta con tutte le reti utilizzate. Altre categorie che hanno assunto una certa importanza sono i pesci necto-bentonici PA, il cui contributo alla cattura totale è oscillato tra il 15% e il 26%, e solo nel 2002 i pesci bentonici NA (10%). I restanti gruppi hanno rappresentato una porzione piuttosto esigua della cattura totale e compresa tra il 9% e il 15%.

Tab. 2 - Rendimenti medi di cattura (kg/100 m/12 h) delle singole specie ottenuti con i vari tipi di rete da posta utilizzati dal pescatore all'interno della barriera artificiale di Cesano-Senigallia nel 2000-02. * = <0,001.

*Mean fishing yields (kg/100 m/12 h) of the different species caught through the different types of set net by the fisherman inside the Cesano-Senigallia artificial reef in the period 2000-02. * = <0.001.*

| TAXA | | | 2000 | | | | | | | 2001 | | | | | | | 2002 | | | | | | | | | Totale complessivo | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Catture Professionali Barriera TS | | | | | Catture Sperimentali Barriera TS | Catture Sperimentali Controllo TS | Catture Professionali Barriera TS | | | | | Catture Sperimentali Barriera TS | Catture Sperimentali Controllo TS | Catture Professionali Barriera TS | | | | | | | Catture Sperimentali Barriera TS | Catture Sperimentali Controllo TS | Catture Professionali Barriera | Catture Sperimentali Barriera | Catture Sperimentali Controllo |
| | | | IMB 2,5/64 | IMB 4/72 | TS | TM | Media Annuale | | | IMB 2,5/64 | IMB 4/68 | IMB 4/72 | TM | Media Annuale | | | IMB 4/68 | IMB 4/68 T | IMB 6/80 | IMB 6/100 | TM | Media Annuale | | | | | |
| Numero operazioni di pesca | | | 2 | 3 | 4 | 39 | 48 | 12 | 12 | 6 | 10 | 32 | 52 | 100 | 12 | 12 | 50 | 32 | 12 | 4 | 55 | 153 | 12 | 12 | 301 | 36 | 36 |
| Pesci | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Alosa fallax* | P | NA | | 0,103 | 0,020 | 0,084 | 0,076 | 0,022 | 0,050 | | 0,008 | | 0,025 | 0,014 | 0,033 | 0,100 | | | 0,184 | 0,106 | 0,021 | 0,025 | 0,004 | 0,004 | 0,550 | 0,059 | 0,155 |
| *Arnoglossus laterna* | B | NA | | | | | | 0,002 | 0,002 | | | | | | * | 0,001 | | | | | | | 0,001 | * | | 0,003 | 0,003 |
| *Balistes carolinensis* | P | AT | | | | | | | | | | | | | 0,002 | | | | | | | | | | | 0,002 | |
| *Belone belone* | P | NA | | | | 0,002 | 0,002 | | | | | | | | | 0,006 | | | | | | | | | 0,002 | | 0,006 |
| *Boops boops* | P | PA | | 0,037 | 0,008 | 0,048 | 0,043 | 0,015 | 0,012 | | 0,009 | | 0,003 | 0,003 | 0,002 | 0,002 | 0,020 | 0,004 | | | 0,003 | 0,008 | 0,014 | 0,003 | 0,132 | 0,030 | 0,016 |
| *Bothus podas* | B | NA | | | | | | | * | | | | | | | | | | | | | | | | | | * |
| *Buglossidium luteum* | B | NA | | | | | | * | * | | | | | | * | * | | | | | | | 0,001 | 0,002 | | 0,001 | 0,002 |
| *Chelon labrosus* | P | PA | | | | 0,020 | 0,017 | 0,041 | | | | | 0,008 | 0,004 | 0,010 | | | | | | | | 0,099 | | 0,029 | 0,150 | |
| *Conger conger* | B | AT | | | 0,143 | 0,029 | 0,035 | 0,014 | | | | | 0,050 | 0,026 | | | 0,011 | | | | 0,031 | 0,015 | | | 0,263 | 0,014 | |
| *Dentex dentex* | NB | AT | | | | 0,001 | 0,001 | | | | | | | | | | | | | | | | | | 0,001 | | |
| *Dicentrarchus labrax* | NB | AT | | | 0,042 | 0,052 | 0,047 | 0,082 | | 0,070 | | | 0,103 | 0,058 | 0,010 | | 0,084 | 0,005 | 0,010 | 0,050 | 0,313 | 0,143 | 0,040 | | 0,729 | 0,133 | |
| *Diplodus annularis* | NB | PA | | 0,098 | 0,044 | 0,183 | 0,162 | 0,113 | 0,004 | | 0,252 | 0,030 | 0,121 | 0,098 | 0,058 | 0,001 | 0,158 | 0,085 | | | 0,225 | 0,150 | 0,075 | 0,004 | 1,194 | 0,246 | 0,009 |
| *Diplodus sargus* | NB | AT | | 0,038 | 0,013 | 0,099 | 0,086 | 0,074 | 0,004 | | | 0,003 | 0,151 | 0,079 | 0,017 | | 0,113 | 0,113 | 0,052 | | 0,469 | 0,233 | 0,092 | | 1,051 | 0,183 | 0,004 |
| *Diplodus vulgaris* | NB | AT | | | | | | | | | | | 0,001 | 0,001 | 0,002 | | | | | | | | 0,006 | | 0,001 | 0,008 | |
| *Echiichthys vipera* | B | NA | | | | | | | | | | | 0,002 | 0,001 | | | | | | | | | | | 0,002 | | |
| *Engraulis encrasicolus* | P | NA | | 0,001 | 0,001 | 0,001 | 0,001 | 0,006 | 0,012 | | | | | | 0,006 | 0,016 | | | | | | | 0,019 | 0,019 | 0,002 | 0,032 | 0,047 |
| *Gaidropsarus mediterraneus* | B | AT | | | | | | 0,001 | | | | | | | | | 0,001 | | | | | * | 0,001 | | 0,001 | 0,001 | |
| *Gobius cobitis* | B | AT | | | | | | 0,003 | | | | | | | | | | | | | | | | | | 0,003 | |
| *Gobius niger* | B | PA | | 0,009 | | * | 0,001 | 0,001 | * | | | | | | * | * | | | | | | | * | 0,001 | 0,009 | 0,001 | 0,001 |
| *Gobius paganellus* | B | AT | | 0,002 | | * | * | 0,001 | | | | | | | * | | | | | | | | | | 0,002 | 0,001 | |
| *Hippocampus spp* | NB | NA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | * | | | * |
| *Labrus merula* | NB | AT | | | | | | 0,005 | | | | | | | | | | | | | | | | | | 0,005 | |
| *Lithognathus mormyrus* | NB | PA | 0,056 | 0,080 | 0,043 | 0,149 | 0,134 | 0,053 | 0,009 | 0,102 | 0,704 | 0,396 | 0,147 | 0,282 | 0,114 | 0,014 | 0,308 | 0,048 | 0,069 | 0,035 | 0,069 | 0,142 | 0,156 | 0,007 | 2,205 | 0,323 | 0,030 |
| *Liza aurata* | P | PA | | 0,067 | | 0,022 | 0,021 | | | | | | 0,004 | 0,002 | 0,005 | 0,007 | | | | | | | 0,040 | 0,007 | 0,092 | 0,045 | 0,013 |
| *Liza ramada* | P | PA | | 0,046 | 0,319 | 0,592 | 0,528 | 0,072 | 0,100 | 0,903 | 0,214 | 0,191 | 0,415 | 0,359 | 0,172 | 0,618 | 0,337 | 0,079 | 1,019 | 0,262 | 0,542 | 0,408 | 0,680 | 0,318 | 4,917 | 0,925 | 1,036 |
| *Liza saliens* | P | PA | | | 0,057 | 0,004 | 0,007 | 0,020 | 0,013 | | | | 0,023 | 0,012 | 0,006 | | | 0,003 | | | | 0,001 | 0,004 | 0,007 | 0,087 | 0,030 | 0,020 |
| *Merlangius merlangus* | NB | NA | | | | * | * | * | 0,010 | | | | | | | | | | | | | | 0,012 | 0,001 | * | 0,012 | 0,011 |
| *Merluccius merluccius* | NB | NA | | | | | | 0,002 | 0,003 | | | | | | | | | | | | | | | | | 0,002 | 0,003 |
| *Mugil cephalus* | P | PA | | | | 0,002 | 0,002 | 0,005 | | | | | 0,014 | 0,007 | | 0,012 | | | | | | | | | 0,016 | 0,005 | 0,012 |
| *Mullus barbatus* | B | NA | | 0,020 | | 0,001 | 0,002 | 0,019 | 0,065 | | | | | | 0,006 | 0,011 | | | | | | | 0,022 | 0,040 | 0,021 | 0,048 | 0,117 |
| *Mullus surmuletus* | B | AT | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 0,001 | | | 0,001 | |
| *Pagellus bogaraveo* | NB | PA | | 0,006 | | | * | | | | | | | | | | | | | | | | | | 0,006 | | |
| *Pagellus erythrinus* | NB | PA | 0,005 | | | 0,001 | 0,001 | | * | | | | | | * | * | | | | | | | 0,002 | 0,004 | 0,006 | 0,002 | 0,004 |
| *Pagrus pagrus* | NB | AT | | | | | | | | | | | | | | 0,001 | | | | | | | | | | | 0,001 |
| *Platichthys flesus* | B | NA | | | | | | | | | | | | | | 0,010 | | | | | | | 0,002 | | | 0,002 | 0,010 |
| *Psetta maxima* | B | NA | | | | 0,003 | 0,002 | 0,005 | 0,003 | | | | | | 0,010 | | | | | | | | | | 0,003 | 0,016 | 0,003 |
| *Raja asterias* | B | NA | | | | 0,001 | 0,001 | 0,003 | 0,081 | | | | | | | 0,002 | | | | | | | 0,001 | 0,014 | 0,001 | 0,004 | 0,097 |
| *Sarda sarda* | P | PA | | | | | | | | | | | | | | 0,012 | | | | | | | | | | | 0,012 |
| *Sardina pilchardus* | P | NA | | | | 0,003 | 0,002 | 0,012 | 0,007 | | | | 0,002 | 0,001 | 0,003 | 0,010 | 0,001 | | | | 0,001 | 0,001 | 0,009 | 0,006 | 0,007 | 0,024 | 0,023 |
| *Sardinella aurita* | P | NA | | | | 0,001 | 0,001 | | | | | | | | | | | | | | | | | | 0,001 | | |
| *Sarpa salpa* | NB | PA | | | | | | | | | | | | | 0,003 | | | | | | | | | | | 0,003 | |
| *Sciaena umbra* | NB | AT | | | 0,059 | 0,167 | 0,146 | 0,119 | | 0,019 | | 0,022 | 0,199 | 0,112 | 0,046 | | 0,036 | 0,007 | 0,023 | | 0,136 | 0,064 | 0,227 | | 0,667 | 0,393 | |
| *Scomber scombrus* | P | PA | | 0,016 | | 0,040 | 0,034 | 0,030 | 0,021 | | 0,041 | 0,071 | 0,045 | 0,050 | 0,007 | 0,064 | 0,083 | 0,064 | 0,071 | 0,025 | 0,064 | 0,070 | 0,001 | 0,005 | 0,519 | 0,037 | 0,090 |
| *Scophthalmus rhombus* | B | NA | | | | 0,003 | 0,003 | 0,024 | 0,081 | | | | 0,004 | 0,002 | 0,009 | 0,010 | | 0,004 | | | | 0,001 | 0,005 | 0,010 | 0,011 | 0,038 | 0,101 |
| *Scorpaena porcus* | B | AT | 0,004 | | | 0,002 | 0,002 | 0,001 | | | | | | | | | | 0,004 | | | | 0,001 | 0,014 | | 0,010 | 0,015 | |
| *Seriola dumerili* | P | AT | | | | 0,030 | 0,025 | | | | 0,006 | | | 0,001 | | | | | | | | | | | 0,036 | | |
| *Solea impar* | B | NA | | | | * | * | 0,005 | 0,037 | | | | | | 0,002 | 0,019 | | 0,006 | | | | 0,001 | 0,003 | 0,023 | 0,006 | 0,010 | 0,080 |
| *Solea vulgaris* | B | NA | 0,188 | 0,055 | | 0,033 | 0,038 | 0,043 | 0,117 | | | | 0,005 | 0,003 | 0,012 | 0,067 | 0,004 | 0,650 | | | 0,003 | 0,139 | 0,082 | 0,231 | 0,940 | 0,137 | 0,415 |
| *Sparus auratus* | NB | AT | | | | 0,017 | 0,015 | 0,010 | | | 0,089 | | 0,029 | 0,024 | 0,016 | | 0,047 | 0,027 | | | 0,294 | 0,127 | 0,021 | 0,002 | 0,504 | 0,048 | 0,002 |
| *Spicara flexuosa* | P | PA | 0,010 | 0,017 | | 0,001 | 0,002 | 0,002 | * | | | | | | 0,001 | | | | | | | | 0,001 | 0,001 | 0,028 | 0,003 | 0,001 |
| *Spicara smaris* | P | PA | | | | | | | | | | | | | | * | | | | | | | | | | | |
| *Trachurus mediterraneus* | P | PA | | 0,065 | | 0,022 | 0,021 | 0,005 | 0,011 | | | | 0,011 | 0,006 | | | 0,013 | 0,020 | 0,017 | | 0,015 | 0,015 | 0,005 | 0,003 | 0,163 | 0,010 | 0,014 |
| *Trigla lucerna* | B | NA | 0,056 | 0,083 | | 0,018 | 0,021 | 0,063 | 0,468 | 0,093 | 0,002 | 0,008 | 0,021 | 0,019 | 0,019 | 0,087 | 0,023 | 0,171 | 0,010 | | 0,039 | 0,058 | 0,074 | 0,256 | 0,524 | 0,156 | 0,812 |
| *Umbrina cirrosa* | NB | AT | | | | 0,321 | 0,272 | 0,057 | 0,006 | 0,276 | 0,090 | 0,046 | 0,224 | 0,159 | 0,100 | | 0,105 | 0,054 | 0,106 | | 0,458 | 0,218 | 0,133 | 0,002 | 1,679 | 0,289 | 0,008 |
| Totale Pesci | | | 0,320 | 0,743 | 0,747 | 1,952 | 1,752 | 0,931 | 1,118 | 1,463 | 1,414 | 0,766 | 1,606 | 1,321 | 0,674 | 1,069 | 1,341 | 1,345 | 1,559 | 0,478 | 2,683 | 1,819 | 1,848 | 0,970 | 16,418 | 3,453 | 3,157 |
| Molluschi | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Bolinus brandaris* | B | AT | | | | | | | 0,003 | | | | | | | 0,014 | | | | | | | 0,003 | 0,010 | | 0,003 | 0,027 |
| *Eledone moschata* | B | PA | | | | | | 0,017 | 0,011 | | | | | | | | | | | | | | | | | 0,017 | 0,011 |
| *Loligo vulgaris* | P | PA | | | | | | 0,005 | | | | | | | | | | | | | | | | | | 0,005 | * |
| *Rapana venosa* | B | AT | | | | | | 0,006 | 0,008 | | | | | | 0,010 | 0,006 | | | | | | | 0,016 | | | 0,032 | 0,013 |
| *Sepia officinalis* | B | NA | | 0,034 | | 0,092 | 0,079 | 0,063 | 0,011 | | | | 0,137 | 0,071 | 0,094 | 0,026 | | 0,007 | | | 0,101 | 0,038 | 0,019 | 0,011 | 0,371 | 0,176 | 0,048 |
| Totale Molluschi | | | | 0,034 | | 0,092 | 0,079 | 0,092 | 0,032 | | | | 0,137 | 0,071 | 0,103 | 0,046 | | 0,007 | | | 0,101 | 0,038 | 0,038 | 0,021 | 0,371 | 0,233 | 0,098 |
| Crostacei | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Eriphia verrucosa* | B | AT | | | | | | | | | | | | | 0,002 | | | | | | | | | | | 0,002 | |
| *Homarus gammarus* | B | AT | | | | 0,003 | 0,003 | | | 0,019 | 0,011 | | 0,006 | 0,005 | | | | | | | 0,020 | 0,007 | 0,040 | | 0,059 | 0,040 | |
| *Maja crispata* | B | AT | | | 0,014 | 0,003 | 0,003 | 0,021 | | | | | | | 0,008 | | | | | | | | 0,006 | | 0,016 | 0,035 | |
| *Penaeus kerathurus* | B | NA | | | | * | * | 0,001 | 0,005 | | | | | | 0,003 | 0,008 | | | | | | | 0,001 | | * | 0,005 | 0,012 |
| *Squilla mantis* | B | NA | 0,211 | 0,088 | 0,045 | 0,068 | 0,073 | 0,191 | 0,276 | 0,041 | 0,055 | 0,007 | 0,055 | 0,039 | 0,095 | 0,210 | 0,061 | 0,238 | | | 0,089 | 0,102 | 0,853 | 0,998 | 0,959 | 1,139 | 1,484 |
| Totale Crostacei | | | 0,211 | 0,088 | 0,059 | 0,075 | 0,079 | 0,213 | 0,281 | 0,059 | 0,067 | 0,007 | 0,061 | 0,044 | 0,108 | 0,218 | 0,061 | 0,238 | | | 0,108 | 0,109 | 0,900 | 0,998 | 1,035 | 1,221 | 1,496 |
| Totale | | | 0,531 | 0,865 | 0,806 | 2,118 | 1,911 | 1,236 | 1,431 | 1,522 | 1,481 | 0,773 | 1,804 | 1,436 | 0,885 | 1,333 | 1,402 | 1,590 | 1,559 | 0,478 | 2,893 | 1,966 | 2,786 | 1,988 | 17,824 | 4,907 | 4,752 |

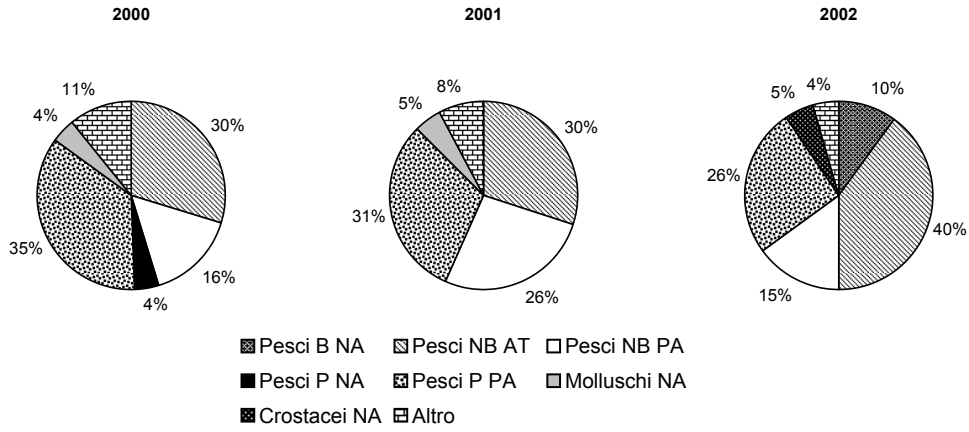



Fig. 2 - Composizione percentuale delle catture ottenute dal pescatore all'interno della barriera artificiale di Cesano-Senigallia nel 2000-02 con le diverse tipologie di reti da posta.

*Percentage catch composition of the catches obtained by the professional fisherman at the Cesano-Senigallia artificial reef with the different types of set net in the period 2000-02.*

Le trappole hanno invece catturato un numero ridotto di specie (13), la maggior parte delle quali (9) sono state rinvenute nei cogolli, mentre in ognuna delle restanti tipologie di trappole sono state rilevate solo due specie (Tab. 3).

Tab. 3 - Rendimenti medi di cattura (kg/10 trappole/12 h) delle singole specie ottenuti con i vari tipi di trappola utilizzati dal pescatore all'interno della barriera artificiale di Cesano-Senigallia nel 2000-02. * = <0,001; NP = nasse da pesce; NS = nasse da seppie.

*Mean fishing yields (kg/10 traps/12 h) of the different species caught through traps by the fisherman inside the Cesano-Senigallia artificial reef in the period 2000-02. * = <0.001; NP = fish traps; NS = cuttlefish pots.*

| TAXA | | | 2000 | | | | 2001 | | | | 2002 | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Cestini | Cogolli | NP | Media | Cestini | Cogolli | NP | Media | Cestini | NS | Media |
| Numero operazioni di pesca | | | 36 | 7 | 8 | 51 | 55 | 15 | 16 | 86 | 113 | 13 | 126 |
| | | | P (kg) | P (kg) | P (kg) | P (kg) | P (kg) | P (kg) | P (kg) | P (kg) | P (kg) | P (kg) | P (kg) |
| Pesci | | | | | | | | | | | | | |
| *Conger conger* | B | AT | | 0,100 | | 0,016 | | 0,026 | | 0,005 | | | |
| *Diplodus annularis* | NB | AT | | 0,051 | | 0,008 | | 0,059 | | 0,010 | | | |
| *Gobius niger* | B | PA | | | 0,019 | * | | | | | | | |
| *Lithognathus mormyrus* | NB | PA | | 0,001 | | * | | | | | | | |
| *Liza ramada* | P | PA | | | | | | 0,011 | | 0,002 | | | |
| *Liza saliens* | P | PA | | 0,001 | | * | | | | | | | |
| *Sciaena umbra* | NB | AT | | 0,015 | | 0,002 | | 0,021 | | 0,004 | | | |
| *Umbrina cirrosa* | NB | AT | | 0,022 | | 0,004 | | | | | | | |
| Totale Pesci | | | | 0,19 | 0,02 | 0,030 | | 0,12 | | 0,020 | | | |
| Molluschi | | | | | | | | | | | | | |
| *Sepia officinalis* | B | NA | | 0,302 | | 0,048 | | 0,735 | 0,282 | 0,181 | | 0,070 | 0,001 |
| *Nassarius mutabilis* | B | | 1,144 | | | 0,933 | 1,998 | | | 1,278 | 2,299 | | 0,205 |
| *Nassarius reticulatus* | B | | 0,042 | | | 0,034 | 0,384 | | | 0,246 | 0,426 | | 0,038 |
| Totale Molluschi | | | 1,185 | 0,302 | | 1,015 | 2,382 | 0,735 | 0,282 | 1,704 | 2,725 | 0,070 | 0,244 |
| Crostacei | | | | | | | | | | | | | |
| *Homarus gammarus* | B | AT | | 0,022 | | 0,004 | | | | | | | |
| *Maja crispata* | B | AT | | | | | | | | | | 0,008 | * |
| Totale Crostacei | | | | 0,022 | | 0,004 | | | | | | 0,008 | * |
| Totale | | | 1,185 | 0,516 | 0,019 | 1,049 | 2,382 | 0,852 | 0,282 | 1,724 | 2,725 | 0,077 | 0,488 |

A parte il gasteropode *N. mutabilis* catturato con i cestini e che, pur essendo importante per l'attività di pesca nella barriera non è stato inserito in questo contesto per la mancanza di dati di cattura sperimentali pregressi, i rendimenti di pesca di tutte le altre specie sono stati irrilevanti (Tab. 3).

*Campionamenti sperimentali* - Nel corso dei tre anni di studio sono state catturate in totale 53 specie (43 pesci, 5 molluschi e 5 crostacei) presso l'impianto e 40 (34 pesci, 4 molluschi e 2 crostacei) al sito di controllo (Tab. 2). Anche la ricchezza specifica annuale è sempre stata superiore presso la barriera, dove è oscillata tra 36 (2001) e 43 (2000), mentre al controllo è variata tra 29 (2001-02) e 33 (2000). Tali valori sono in accordo con quelli rilevati negli anni precedenti di survey condotti presso i due siti (Fig. 3).

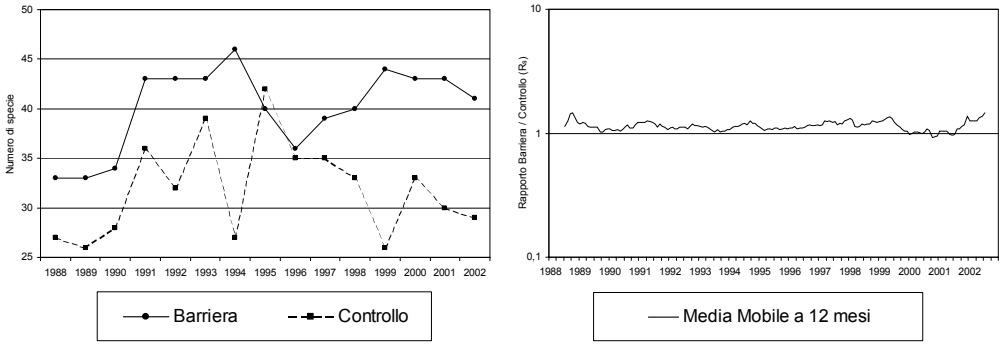



Fig. 3 - Ricchezza specifica: valori totali rilevati annualmente presso la barriera artificiale di Cesano-Senigallia e la zona di controllo durante i surveys di pesca nel periodo 1988-02 e andamento in scala logaritmica del rapporto barriera/controllo ($R_s$).

*Species richness: total annual values recorded at the Cesano-Senigallia artificial reef and the control site during the experimental surveys in the period 1988-02 and logarithmic trend of the ratio reef/control($R_s$).*

$R_s$ mostra un andamento praticamente costante, con valori sempre a favore della barriera ad eccezione degli anni 2000-01 (Fig. 3), quando si è verificata una riduzione e si è raggiunto un livello di parità tra i due siti. Comunque, il confronto statistico tra il triennio 2000-02 e il triennio precedente non ha evidenziato differenze significative (p=0,366).

Dal punto di vista quantitativo, anche il rapporto barriera/controllo delle catture totali è risultato maggiore di 1 fino alla prima metà del 1999. Nei tre anni successivi $R_p$ ha assunto valori leggermente a favore del controllo, per poi aumentare di nuovo nella seconda metà del 2002 (Fig. 4). In questo caso la differenza tra i valori di $R_p$ relativi ai tre anni precedenti l'inizio del progetto e quelli ottenuti nel 2000-02 è risultata significativa (p=0,016). Tale riduzione di $R_p$ è da ricondurre essenzialmente alla cattura presso il controllo di elevate, anche se occasionali, quantità di mugilidi nel 2001 (Tab. 2). Infatti, i pesci pelagici PA mostrano sul lungo periodo un andamento di $R_p$ che, pur essendo caratterizzato da numerose fluttuazioni, si è mantenuto generalmente su livelli superiori a 1 fino al 2000 quando, come riscontrato per le

catture totali, ha assunto valori decrescenti a favore del controllo fino alla fine dell'anno successivo (Fig. 4). Dall'inizio del 2002 si è verificato un nuovo incremento che nella seconda metà dell'anno ha riportato il rapporto al di sopra di 1. Il confronto tra i valori di $R_p$ relativi ai tre anni precedenti l'inizio del programma e i tre anni successivi non è risultato statisticamente significativo (p=0,331).

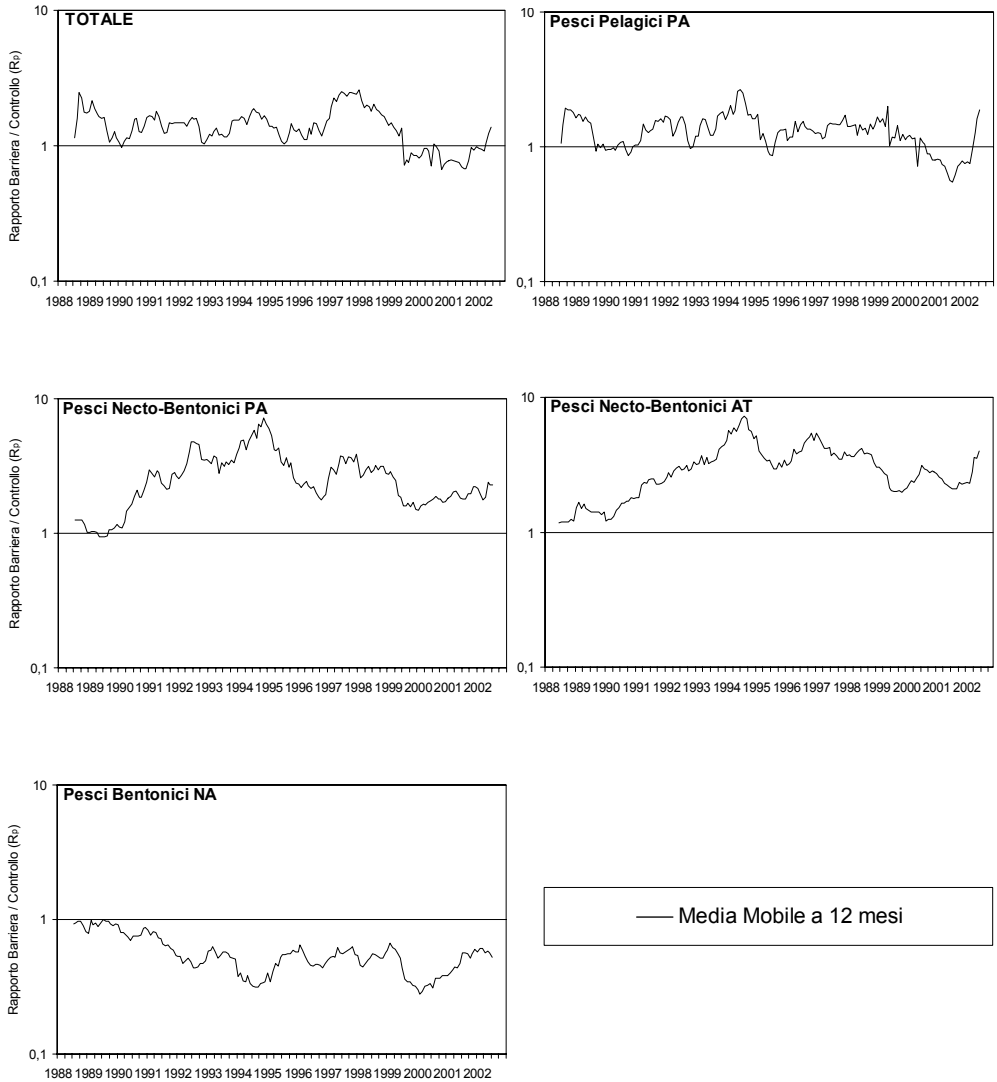



Fig. 4 - Cattura totale e dei principali gruppi di specie (kg/100 m/12h): andamento in scala logaritmica del rapporto barriera/controllo ($R_p$).

*Overall catch and mean catch of the most important species groups (kg/100 m/12h): logarithmic trend of the ratio reef/control ($R_p$).*

I pesci necto-bentonici AT e PA mostrano un andamento di $R_p$ nettamente a favore della barriera già dal 1988 per i primi e dal 1990 per i secondi. Tale trend appare caratterizzato da una serie di fluttuazioni cicliche il cui periodo, nel caso delle specie PA, sembra allungarsi con il procedere degli anni. Anche per queste due categorie si è registrato nel 1999 un decremento di $R_p$, che però è sempre rimasto superiore a 1, seguito da una lenta ripresa negli anni successivi. Comunque, per entrambe le categorie non si sono registrate differenze significative tra il triennio 2000-02 e i tre anni precedenti (AT: $p=0,395$; PA: $p=0,341$).

Infine, il rapporto tra le catture in peso barriera/controllo dei pesci bentonici NA è risultato prossimo a 1 subito dopo l'immersione dei moduli artificiali ma, già dal 1990, è diminuito gradualmente fino al 1995 stabilizzandosi negli anni successivi, pur con fluttuazioni cicliche, su valori sempre a favore del controllo (Fig. 4). Anche per questa categoria il confronto statistico tra il triennio 2000-02 e i tre anni precedenti non ha evidenziato differenze significative ($p=0,094$).

## Conclusioni

Seppure su scala spaziale e temporale limitata, lo studio condotto ha fornito alcuni elementi che possono costituire una base di partenza per affrontare il problema legato alla gestione di impianti di barriere artificiali in Adriatico settentrionale.

I tre livelli di sforzo di pesca applicati hanno incluso situazioni limite dell'attività praticata dalle marinerie locali della piccola pesca in termini di giornate di attività e massima quantità di attrezzi impiegabile in base ai limiti spaziali dell'area. Ciononostante, non sembrano aver causato nel breve periodo un impatto negativo né sulla ricchezza specifica né sui rendimenti di pesca dei principali gruppi di specie catturate dal pescatore all'interno dell'impianto, come dimostrato dal confronto statistico tra i valori del rapporto barriera/controllo ottenuti nel triennio di indagine e in quello precedente. La flessione subita da molte categorie di specie nel 1999 e il successivo graduale incremento negli anni successivi, in concomitanza con l'aumento dello sforzo di pesca, sembrano rientrare nelle fluttuazioni cicliche che hanno caratterizzato le diverse componenti del popolamento ittico presente nella barriera artificiale sin dalla sua immersione. D'altra parte, l'importanza delle fluttuazioni stagionali o cicliche delle varie specie, che possono essere più influenti della successione ecologica dovuta all'età della barriera, è stata evidenziata anche in altre aree (Bohnsack e Sutherland, 1985).

Dal punto di vista socio-economico, i rendimenti ottenuti dal pescatore all'interno dell'impianto sono confrontabili con quelli generalmente registrati presso le marinerie locali dal punto di vista quantitativo, mentre da un punto di vista qualitativo le catture delle reti sono costituite da specie con valore commerciale mediamente più elevato. D'altra parte, considerando che normalmente i pescatori impiegano una quantità di attrezzi variabile tra 500 e 5000 m in base alla tipologia (Fabi *et al*., 2002), ne consegue che la capacità di pesca applicabile in un impianto avente le dimensioni della barriera sperimentale di Senigallia non sarebbe sufficiente, da sola, a garantire una resa economica appropriata neanche a un singolo addetto, ma potrebbe comunque rappresentare uno strumento per indirizzare parte dello sforzo di pesca su risorse diverse da quelle usualmente sfruttate. Infatti, la diversificazione delle pratiche di pesca e del pescato può assumere una rilevanza notevole in marinerie che, operando su fondali sabbio-fangosi come quelli dell'Adriatico centro-settentrionale, basano la loro attività e il loro reddito sull'uso di un numero ridotto di attrezzi generalmente

molto specializzati e mirati alla cattura di un pool limitato di specie (Fabi *et al*., 2002).

La scarsa esperienza del pescatore ad operare nei pressi di substrati duri, che ha portato all'impiego, anche saltuario, di un ampio numero di attrezzi, ha consentito di effettuare un primo screening delle pratiche di pesca impiegabili presso questa tipologia di impianti e ha messo in luce la necessità di associare alla realizzazione di barriere artificiali azioni finalizzate a migliorare la conoscenza delle varie categorie di fruitori al fine di ottimizzare le catture senza peraltro depauperare il popolamento ittico ivi residente.

Come già accennato i risultati ottenuti costituiscono un approccio iniziale su cui basare indagini su scala spaziale e temporale più ampia che potrebbero fornire sia verifiche che implementazioni delle misure tecniche da adottare nella gestione di questa tipologia di impianti.

**Summary**

In order to quantify the fishing effort which may be sustained by an artificial reef in the northern Adriatic sea, the experimental Cesano-Senigallia reef was opened to the professional fishing with set gears for three years (2000-02). Due to the small dimensions of the protected area (64.5 × 94.5 m), only one fisherman was authorised to operate inside it. The monthly number of fishing days was chosen as control parameter of the fishing effort, and it was gradually increased from the first to the third study year. The characteristics of the used gears and the weight of all species in catches were recorded at each fishing day. At the same time, the monthly experimental fishing surveys conducted with a trammel net at the reef since its deployment continued to evaluate the answer of the reef fish assemblage to the increasing fishing effort. These surveys also continued at an open-sea control site in order to identify eventual natural fluctuations of fish populations. Also in this case all the individuals in catches were counted and weighed. In data analysis all the species were categorised either as "attracted" (AT), "partially attracted" (PA) or "non attracted" (NA) on the basis of their reefiness. Professional and experimental catch yields were standardised as weight of specimens caught with 100 m of net (or 10 traps) in 12 hours of the gear at sea. The impact of the increased fishing effort on the reef fish assemblage was evaluated using the species richness and the catch ratio between the reef and the control site ($R_s$ and $R_p$). Seasonal fluctuations in catch rates were removed by a 12-term Moving Average filter. $R_s$ and $R_p$ values obtained in the years 2000-02 were compared with those of the three previous years using a 1-way ANOVA and the non-parametric Kruskal-Wallis test.

The reef fish assemblage did not appear to be negatively affected by the increased fishing effort. In fact, no significant differences of $R_s$ and $R_p$ values were evidenced between the period 2000-02 and the three previous years, except for the total catch.

The $R_s$ and $R_p$ decrease occurred in 1999 and the gradual increase in the subsequent years, were likely due to the periodical, natural variations of the different fish species which characterised the reef fish assemblage since the deployment of the artificial substrates.

The study gave also useful information on the most suitable gears to be used inside the reef. In addition, it pointed out the necessity of joining the realization of artificial reefs in flat, sand-muddy areas, with training courses aimed to increase the fishermen knowledge on the fishing activities to be carried out inside the areas protected by the artificial substrates. This last aspect will optimize the catches without overexploiting the fish assemblage inhabiting the reef.

**Ringraziamenti**

Gli Autori ringraziano i Dott.ri M. Cecchi, A. Lucchetti e M. Zulian e i Sigg.ri A. Marziali e A. Piersimoni per la collaborazione fornita nella raccolta dei dati di cattura professionali e sperimentali.

**Bibliografia**

BOHNSACK J.A., SUTHERLAND D.L. (1985) - Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities. *Bull. Mar. Sci*., **37** (1): 11-39.

BOMBACE G., FABI G., FIORENTINI L. (1990) - Catch data from an artificial reef and a control site along the Central Adriatic coast. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit*., **32** (1): 247.

BOMBACE G., FABI G., FIORENTINI L., SPAGNOLO A. (1997) - Assessment of the ichthyofauna of an artificial reef through visual census and trammel net: comparison between the two sampling techniques. In: Hawkins L.E., Hutchinson S., Jensen A.C., Sheader M., Williams J.A. (eds), *The Response of Marine Organisms to Their Environments*, University of Southampton, Southampton: 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** (2-3): 559-580.

FABI G., FIORENTINI L. (1994) - Comparison of an artificial reef and a control site in the Adriatic Sea. *Bull. Mar. Sci*., **55** (2-3): 538-558.

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.

FABI G., GRATI F., SBRANA M. (2002) - *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).* Rapporto finale per il Ministero per le Politiche Agricole e Forestali, Direzione Generale della Pesca e dell'Acquacoltura, Roma: 159 pp.

FISCHER W., BAUCHOT M.L., SCHNEIDER M. (1987) - *Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche (Rèvision 1) Méditerrané et mer Noire. Zone de pêche 37. Vol. 1. Végétaux et Invertébrées*. FAO, Rome: 760 pp.

MILON J.W. (1991) - Social and Economic Evaluation of Artificial Aquatic Habitats. In: Seaman W. Jr., Sprague L.M. (eds), *Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries*, Academic Press Inc., San Diego: 237-270.

POLOVINA J.J. (1991) - Fisheries Applications and Biological Impacts. In: Seaman W. Jr., Sprague L.M. (eds), *Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries*, Academic Press Inc., San Diego: 153-176.

SAMPLES K.C., SPROUL J.T. (1985) - Fish aggregating device sand open-access commercial fisheries: a theoretical inquiry. *Bull. Mar. Sci*., **37**: 305-317.

SNEDECOR G.W., COCHRAN W.G. (1967) - *Statistical methods*. Iowa State University Press, Ames: 593 pp.

WHITEHEAD P.J., BAUCHOT M.L., HUREAU J.C., NIELSEN S., TORTONESE E. (1984) - *Fishes of the North-Eastern Atlantic and Mediterranean*. UNESCO, **1**: 510 pp.

ZAR J.H. (1984) - *Biostatistical analysis*. Prentice Hall inc., Englewood Cliffs: 620 pp.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 33-39

L. Tunesi, T. Di Nora, S. Agnesi

ICRAM, Via di Casalotti, 300 – 00166 Roma, Italia.

# POTENZIALITÀ DELLE AREE MARINE PROTETTE PER LA GESTIONE DELLE RISORSE ITTICHE IN ITALIA

## *ITALIAN MARINE PROTECTED AREAS CAPACITY FOR THE MANAGEMENT OF FISHING RESOURCES*

***Abstract***

*To date in Italy 20 marine protected areas have been created. This paper analyses the updated information on MPA zoning surfaces and on fishing vessel number and gross tonnage per fishing licenses at the national and MPA scales. The artisanal fleet directly involved in MPAs represents 14.6% of the whole national fleet. The relevance of the MPA for the artisanal fishery points out the consequent importance of specific management models, arousing to fishing rights approach, thus making the most of the MPAs potentiality.*

***Key-words:*** *marine parks, artisanal fishery, management, Italy.*

## Introduzione

Le attività alieutiche rivestono considerevole importanza economica, sociale e culturale in Italia. Attualmente questo settore offre lavoro ad oltre 45.000 pescatori; tuttavia è sotto stress a causa di un generale stato di sovra-pesca, che ha portato a profondi ripensamenti nei confronti delle soluzioni gestionali sino ad oggi adottate, suggerendo la sperimentazione di nuove alternative legate, ad esempio, alla chiusura di aree di particolare rilevanza per le risorse alieutiche, ed alla creazione di aree di pesca esclusiva.

Il primo approccio, legato alla delimitazione di aree nelle quali vietare il prelievo (*No take zones*), è generalmente mirato alla tutela delle aree critiche per i cicli vitali delle specie oggetto di pesca quali, ad esempio, *nurseries areas* e siti di deposizione, e sta incontrando crescente interesse a livello mondiale, ed in particolare in Australia (Ward *et al.*, 2001) e negli Stati Uniti (Palumbi, 2002). Nello specifico, lo studio degli effetti di questo tipo di approccio hanno evidenziato che a lungo termine, può implicare importanti benefici sia all'interno delle aree interdette alla pesca (Alcala, 1988; Roberts e Hawkins, 2000; Halpern e Warner R.R., 2002; Halpern, 2003), sia sui fondali ad esse limitrofe (Roberts e Hawkins, 2000).

In ambito strettamente costiero riveste particolare rilevanza anche la creazione di aree di pesca esclusive. Questo tipo di approccio consente ai pescatori autorizzati, in quanto unici fruitori delle risorse presenti nell'area, di assumere un comportamento più responsabile e maggiormente stimolato a concepire e sperimentare misure specifiche, tese a valorizzare al meglio le particolarità delle diverse aree di pesca, applicando così una gestione mirata delle risorse.

In realtà la situazione normativa italiana rende difficile affrontare questo tipo di soluzione mediante la creazione di consorzi che consentano l'affidamento in gestione ai pescatori di tratti di costa determinati. Tuttavia l'Italia attualmente dispone di siti che naturalmente sono vocati a consentire questo tipo di esperienze: le aree marine protette.

Le aree marine protette (AMP) rivestono un ruolo strategico nell'ambito della gestione della fascia costiera e sono considerate strumenti ideali per rispondere a tre necessità prioritarie per lo sviluppo sostenibile delle aree costiere e marine: conservare la diversità marina, mantenere la produttività degli ecosistemi e contribuire al benessere economico e sociale delle comunità umane (McManus *et al.*, 1998).

La regolamentazione delle attività all'interno delle AMP può essere molto articolata in relazione alle scelte gestionali adottate (Kelleher e Recchia, 1998). Tuttavia, in generale, le AMP in Italia presentano una zonazione articolata su 3 livelli (Tunesi e Diviacco, 1993): zone di Riserva Integrale (A), zone di Riserva Generale (B), zone di Riserva Parziale (C).

Gli ultimi decreti istitutivi di AMP sembrano delineare, per quanto attiene alla pesca artigianale professionale, una linea guida comune, che consente ai pescatori residenti di operare con attrezzi selettivi di uso locale nelle zone B e C. A queste indicazioni generali inoltre si affianca l'ulteriore potere normativo consentito agli Enti Gestori mediante la formulazione del Regolamento. Un discorso a parte richiedono invece i Parchi Nazionali con perimetrazione a mare, quali il Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano e quello dell'Arcipelago di La Maddalena, che ricadono sotto un quadro normativo distinto.

Il presente contributo, analizzando i dati relativi alle superfici interessate da queste misure gestionali ed i dati aggiornati relativi alle attività di pesca artigianale costiera che già si confrontano con le 20 AMP istituite, si propone di fornire un quadro di sintesi teso valutare il "peso" di questo fenomeno e la conseguente rilevanza dello sviluppo di modelli di gestione delle risorse ittiche che valorizzino le potenzialità delle aree marine protette nazionali.

## Materiali e metodi

Le considerazioni elaborate al fine di fornire un quadro della valenza delle AMP in Italia in relazione al numero di natanti e di licenze di pesca afferenti alle AMP già istituite sono state elaborate mediante due set di dati.

Il primo, relativo alle superfici delle 20 aree marine protette attualmente istituite in Italia con esclusione dei Parchi sommersi di Baia e Gaiola, in quanto non espressamente deputati all'applicazione di misure gestionali per la pesca.

Il secondo, riguardante i dati relativi ai natanti iscritti nei 38 Uffici Marittimi direttamente interessati da AMP, ed in particolare: numero natanti, Tonnellate di Stazza Lorda (TSL) e licenze di pesca, è stato gentilmente fornito dalla Direzione Generale Pesca ed Acquicoltura del Ministero per le Politiche Agricole e Forestali (MIPAF). Le elaborazioni relative a questo set di dati sono state condotte sui valori di TSL, perché comunemente utilizzati per la formulazione di misure amministrative e legislative. I natanti sono stati suddivisi in base alle seguenti classi di TSL: classe 1 (comprendente natanti di tonnellaggio compreso tra 0 e 3 TSL), 2 (3,01-6 TSL), 3 (6,01-10 TSL), 4 (10,01-25 TSL) e 5 (oltre 25 TSL).

Inoltre, al fine di caratterizzare in modo più approfondito la flottiglia direttamente afferente alla pesca artigianale costiera, dai dati relativi ai natanti fino a 10 TSL sono stati selezionati quelli ai quali afferiscono esclusivamente le licenze di pesca per uno o più dei seguenti sistemi: attrezzi da posta, palangari, lenze, arpione, ferrettara. Si ricorda che un natante può disporre di più tipologie di licenza di pesca e quindi può essere autorizzato all'uso di diversi attrezzi.

## Risultati

Le 20 AMP italiane ad oggi istituite coprono complessivamente 190.072 ettari. Solo circa il 3% di esse (circa 6.000 ettari), è racchiuso nella tipologia di zonazione A (di riserva integrale), nella quale è completamente interdetto il prelievo. Le zone B e C che possono essere oggetto di forme di gestione delle attività alieutiche, a loro volta interessano più 180.000 ettari (Tab. 1).

Tab. 1 - Lista delle aree marine protette in Italia e indicazione delle rispettive superfici totali e delle diverse zone in cui sono organizzate.
Legenda: ^ superficie comprensiva di una Zona D; * totale senza il corrispondente valore delle Isole Pelagie.

*List of the Italian marine protected areas, their total surface area and that of the different zoning levels.*
*Legend: ^ surface includes one D Zone; * total without the value concerning the Pelagie Islands.*

| | Area Marina Protetta | Superficie in ettari | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | Totale | Zona A | Zona B | Zona C |
| 1 | **Portofino** | 346 | 18 | 134 | 194 |
| 2 | **Cinqueterre** | 2.726 | 79 | 186 | 2461 |
| 3 | **Secche Tor Paterno** | 1.387 | 0 | 1.387 | 0 |
| 4 | **Isola di Ventotene e S. Stefano** | 2.799 | 410 | 1.600 | 789 |
| 5 | **Isola dell'Asinara** | 10.732 | 577 | 6.988 | 3.167 |
| 6 | **Capo Caccia** | 2.631 | 38 | 547 | 2.046 |
| 7 | **Penisola Sinis-Is. Mal di Ventre** | 32.900 | 1.136 | 1.513 | 30.251 |
| 8 | **Capo Carbonara** | 8.598 | 332 | 1.191 | 7.075 |
| 9 | **Tavolara** | 15.357 | 529 | 3.113 | 11.715 |
| 10 | **Punta Campanella** | 1.539 | 181 | 674 | 684 |
| 11 | **Isola di Ustica** | 15.951 | 60 | 7.860 | 8.031 |
| 12 | **Capo Gallo** | 2.173 | 77 | 242 | 1.854 |
| 13 | **Isole Egadi** | 53.992 | 1.067 | 2.865 | 50.060^ |
| 14 | **Isole Pelagie** | 3.220 | n.d. | n.d. | n.d. |
| 15 | **Isole Ciclopi** | 623 | 35 | 202 | 386 |
| 16 | **Capo Rizzuto** | 14.721 | 585 | 9.326 | 4.810 |
| 17 | **Porto Cesareo** | 16.654 | 173 | 3.056 | 13.425 |
| 18 | **Torre Guaceto** | 2.227 | 179 | 163 | 1.885 |
| 19 | **Isole Tremiti** | 1.466 | 180 | 268 | 1.018 |
| 20 | **Miramare** | 30 | 30 | 0 | 0 |
| | **TOTALE** | **190.072** | **5.686*** | **41.315*** | **139.851*** |

La flottiglia da pesca italiana è costituita da 18.154 natanti (maggio 2003), 2.316 dei quali afferiscono ai 38 Uffici Marittimi direttamente interessati da AMP già istituite. La Fig. 1, che presenta la composizione in classi di TSL di questi natanti, evidenzia chiaramente l'importanza del segmento più basso di TSL, che ne accoglie oltre la metà (con una stazza media di 1,76 TSL). Inoltre i natanti di stazza lorda fino a 10 TSL costituiscono il 91% dell'insieme dell'intera flottiglia da pesca.

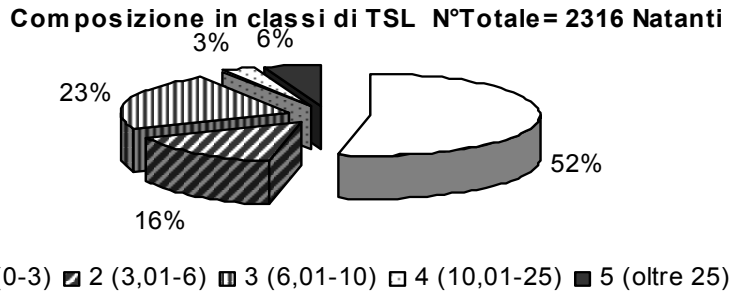



Fig. 1 - Composizione in classi di TSL dei 2.316 natanti che afferiscono ai 38 Uffici Marittimi direttamente interessati da AMP.

*Gross tonnage (GT) class composition of the 2.316 boats belonging to the 38 Maritime Offices interested by the marine protected areas in Italy.*

La Tab. 2, che presenta la composizione per tipologia di licenza di pesca dei natanti afferenti agli Uffici Marittimi interessati dalle AMP, suddivisi per classi di TSL, consente di rilevare la forte incidenza degli attrezzi da posta e dei palangari rispetto al complesso dei mestieri autorizzati, predominanza che risulta più rilevante nelle prime tre classi di TSL.

Tab. 2 - Composizione per tipologia di licenza di pesca dei natanti afferenti agli Uffici Marittimi interessati dalle AMP, suddivisi per classi di TSL.

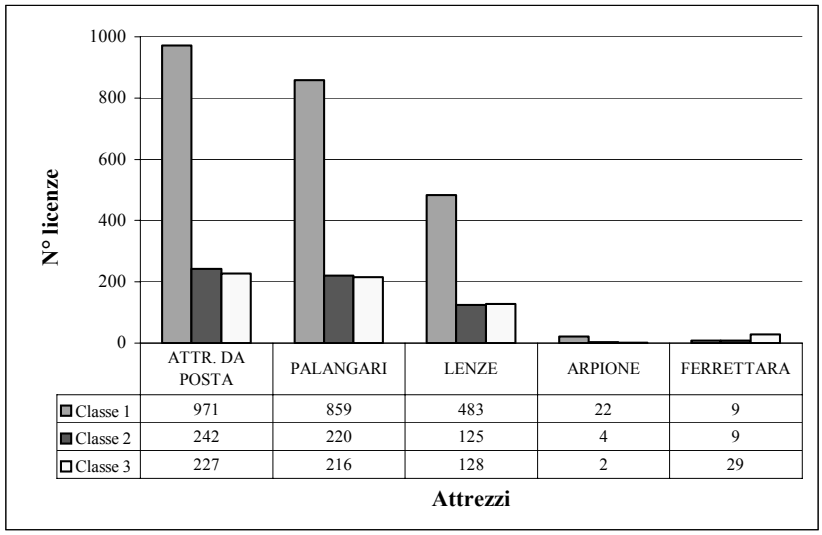
*Fishing licence composition per gross tonnage (TSL) of the fleet belonging to the Marittime Offices interested by the marine protected areas.*

| | | Tipologie di licenza di pesca | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| TSL- CLASSE | NATANTI N° | SCIABICA | STRASCICO | CIRCUIZIONE | VOLANTE | RASTRELLO | TRAINO MOLL | DRAGA IDRAULICA | ATTR. DA POSTA | DERIVANTE | PALANGARI | LENZE | ARPIONE | ASSERV. AD IMPIANTO | FERRETTARA | APPOGGIO |
| 1 | 1.226 | 26 | 2 | 158 | 0 | 54 | 0 | 0 | 1.184 | 0 | 1.007 | 562 | 30 | 10 | 31 | 7 |
| 2 | 363 | 11 | 10 | 73 | 1 | 3 | 1 | 1 | 329 | 0 | 296 | 171 | 6 | 15 | 26 | 0 |
| 3 | 524 | 8 | 116 | 138 | 1 | 6 | 2 | 19 | 418 | 0 | 377 | 190 | 14 | 19 | 60 | 4 |
| 4 | 73 | 0 | 40 | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 35 | 1 | 29 | 25 | 2 | 4 | 3 | 1 |
| 5 | 130 | 0 | 103 | 34 | 0 | 0 | 0 | 0 | 29 | 1 | 42 | 12 | 1 | 2 | 6 | 0 |
| Totali | 2.316 | 45 | 271 | 423 | 2 | 63 | 3 | 20 | 1.995 | 2 | 1.751 | 960 | 53 | 50 | 126 | 12 |

Ogni natante può disporre di autorizzazioni per l'uso di più attrezzi. Nella classe di 1 di TSL solo 111 natanti hanno una sola licenza; di queste 81 sono per l'uso di attrezzi da posta. I natanti che afferiscono alle prime tre classi di TSL sono 2.113.

Considerando come afferenti alla piccola pesca solo quei natanti autorizzati al solo uso di attrezzi da posta e palangari, lenze, arpioni e ferrettare, le imbarcazioni comprese nelle classi di TSL da 1 a 3 sono 1503, così suddivise per classe di TSL: 66% classe1, 17% classe2, 17% classe 3.

La figura 2 presenta il numero di licenze per ognuna delle tre classi di TSL considerate, evidenziando la rilevanza, in ordine, degli attrezzi da posta, dei palangari e delle lenze.




| | ATTR. DA POSTA | PALANGARI | LENZE | ARPIONE | FERRETTARA |
|---|---|---|---|---|---|
| Classe 1 | 971 | 859 | 483 | 22 | 9 |
| Classe 2 | 242 | 220 | 125 | 4 | 9 |
| Classe 3 | 227 | 216 | 128 | 2 | 29 |

Fig. 2 - Numero autorizzazioni per attrezzi di pesca artigianale per classi di TSL.
*Number of allowed gears for the small scale fishing activity per gross tonnage (TSL) class.*

## Conclusioni

I dati analizzati consentono di inquadrare il fenomeno "pesca ed aree marine protette" in Italia, anche se la consistenza delle attività di pesca desunta dai dati relativi alle licenze può essere in parte soggetta ad errore, per la parziale non coincidenza dei limiti amministrativi dei Comuni interessati dalle AMP e quelli dei relativi Uffici Marittimi.

Ad oggi, i dati relativi alle 20 AMP istituite evidenzia la rilevanza che esse rivestono sia per le superfici interessate (190.072 ettari), sia per la flottiglia da pesca nazionale (di cui il 14,6% afferisce agli Uffici Marittimi interessati dalle AMP) e, in special modo, per quella impegnata in attività di pesca artigianale. Inoltre il "modello" italiano di AMP, strutturato in zone soggette a diverse regolamentazioni e con la specificità di consentire la pesca solo ai pescatori professionali residenti, presenta spunti di notevole interesse per l'identificazione di nuove misure di gestione delle risorse ittiche. Infatti le zone B e C delle AMP italiane presentano una serie di caratteristiche ideali:

- Costituiscono un esempio di zone esclusive di pesca, poiché in esse il prelievo professionale è consentito solo ai pescatori residenti (Andaloro e Tunesi, 2000);
- Sono generalmente prossime alle zone A, e quindi maggiormente soggette a fenomeni positivi di *spill-over* di risorse ittiche dalle zone "*no take*" delle AMP (McClanahan e Mangi, 2000; Roberts *et al*., 2001),
- Consentono ai pescatori residenti (grazie alla possibilità di accedere in esclusiva alle aree di pesca), di sperimentare metodi di gestione delle risorse alieutiche che vedano la rotazione nella chiusura di aree (Ward *et al*., 2001) aggiuntive oltre alle zone A, o l'applicazione di particolari regolamenti riguardanti lo sforzo di pesca (tempi, spazi, mestieri).

La valorizzazione di queste potenzialità vedono l'interlocutore privilegiato nella pesca artigianale, che meglio si presta ad un coinvolgimento diretto nella gestione di risorse costiere. Ovviamente queste ipotesi di gestione attiva devono essere messe a punto in ogni singola AMP, in accordo con i rispettivi enti gestori, attraverso la definizione di specifici piani di gestione, e non possono prescindere da un'analisi dell'effettiva consistenza del comparto pesca a livello locale, nonché delle dinamiche a cui esso è soggetto.

In prospettiva sono necessari studi che consentano alle AMP di fare delle scelte gestionali che consentano loro di diventare "realtà di contatto" tra gli obiettivi del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e quelli del Ministero per le Politiche Agricole e Forestali. Iniziative che, se opportunamente impostate, possano concorrere realmente alla gestione delle risorse e della flottiglia da pesca, collaborando al raggiungimento dell'equilibrio tra risorse biologiche e sforzo di pesca, priorità riconosciuta dall'Unione Europea, ed alla base del Codice di Condotta per la Pesca Responsabile redatto dalla FAO.

Le AMP costituiscono i siti privilegiati per la realizzazione di iniziative di gestione attiva delle attività di pesca artigianale mediante una stretta collaborazione di Ministeri, enti gestori, pescatori residenti e ricerca, che deve impegnarsi a fornire gli strumenti conoscitivi e le informazioni utili a consentire la gestione attiva degli spazi e delle risorse.

In questo modo sarà possibile identificare soluzioni gestionali innovative, tese alla salvaguardia ambientale ed allo sviluppo economico sostenibile, applicabili alle oltre 50 AMP previste e, potenzialmente, a scala nazionale.

**Summary**

To date 20 national marine protected areas provide regulation measures for the local professional fishing activities in Italy. This paper provides an updated information on MPA zoning surfaces in relation to the different levels of protection and takes into account fishing vessel number and gross tonnage per fishing license at the national and MPA scales. The total surface of the Italian MPAs is 190.072 hectares of which only 3% is an integral reserve where fishing activity is forbidden. The artisanal fleet directly involved in MPAs represents 14.6% of the whole national fleet and 52% of the Gross Tonnage (TSL) composition of this artisanal fleet belongs to the lowest class (0-3 TSL). The artisanal fishing gears occurring more frequently are: fixed nets, longlines, and line-fishing.

The MPA relevance for the artisanal fishery, both in terms of spatial surfaces and of naval units, can lead to new management experiences based on the direct collaboration between fishermen and MPA managers.

Such experience could be useful in the framework of the new specific management model derived from the exclusive fishing areas approach, thus making the most of the MPAs' management potentiality.

**Ringraziamenti**

Si ringrazia la Direzione Generale Pesca ed Acquicoltura del Ministero per le Politiche Agricole e Forestali e i dottori Cignini e Boccoli di detta Amministrazione, per la gentilissima e preziosa collaborazione fornita.

**Bibliografia**

ALCALA A.C. (1988) – Effects of marine reserves on coral fish abundances and yields of Philippine coral reefs. *Ambio*, **17**: 194-199.

ANDALORO F., TUNESI L. (2000) – The implementation of an italian network of marine protected areas: rights-based strategies for coastal fisheries management. In: R. Shotton (ed), *Use of property rights in fisheries management*. *FAO Fish Tec. Paper*, **404**/2: 206-208.

HALPERN B.S. (2003) - The impact of marine reserves: Does reserve size matter? *Ecological Applications,* **13** (1) (Suppl.): 117-137.

HALPERN B.S., WARNER R.R. (2002) – Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters*, **5**: 361-366.

KELLEHER G., RECCHIA C. (1998) – Editorial – lessons from marine protected areas around the world. *Parks*, **8** (2): 1-4.

MCCLANAHAN T.R., MANGI S. (2000) – Spillover of exploitable fishes from a marine park and its effect on the adjacent fishery. *Ecological Applications*, **10**: 1792-1805.

MCMANUS J.W., VAN ZWOL C., GARCES L.R, SADACHARAN D. (eds) (1998) – A framework for future training in marine and coastal protected area management. *ICLARM Conf. Proc*., **57**: 1-54.

PALUMBI S.R. (2002) – *Marine Reserve: A tool for ecosystem management and conservation*. Pew Oceans Commission, Arlington, Virginia: 46 pp.

ROBERTS C.M., BOHNSACK J.A., GELL F., HAWKINS J.P., GOODRIDGE R. (2001) – Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science*, **294**: 1920-1923.

ROBERTS C.M., HAWKINS J. (2000) – *Fully protected Marine Reserves: A Guide*. World Wildlife Fund, Washington, D.C.

TUNESI L., DIVIACCO G. (1993) - Environmental and socio-economic criteria for the establishment of marine coastal parks. *Intern. J. Environmental Studies*, **43**: 253-259.

WARD T.J., HEINEMANN D., EVANS N. (2001) – *The role of marine reserves as fisheries management tools: a review of concepts, evidence and international experience*. Bureau of Rural Sciences, Camberra, Australia: 192 pp.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 40-46

L. Tunesi, A. Molinari, M.E. Piccione

ICRAM, Via di Casalotti, 300 – 00166 Roma, Italia.

# THE STUDY OF THE ARTISANAL FISHERY TO SUPPORT THE ESTABLISHING OF THE GALLINARIA ISLAND'S MARINE PROTECTED AREA (LIGURIAN SEA)

## *LO STUDIO DELLA PESCA ARTIGIANALE A SUPPORTO DELL'ISTITUZIONE DELL'AREA MARINA PROTETTA DELL'ISOLA GALLINARIA (MAR LIGURE)*

***Abstract***

*The seasonality of the fishing gear use and catches of the artisanal fishery operating in the area of the Gallinaria Island have been studied considering spatial and temporal scales, and the geomorphological and biocoenotic characteristics of seabottoms. The results, underling a diversified spatial and temporal distribution of the fishing activities, allow to provide information to support the planning of the future MPA.*

***Key-words:*** *artisanal fishery, marine parks, coastal zone, Ligurian Sea.*

## Introduction

Marine protected areas (MPAs) are amongst the most efficient tools for managing marine ecosystems (Palumbi, 2002). In fact, MPAs provide protection both for critical areas (Norse, 1993; Micheli, 1999) and for essential life stages of commercial fish species (Novaczek, 1995), they furnish a spatial escape for intensely exploited species (Dugan & Davis, 1993), support fishery management (Roberts & Hawkins, 2000; National Research Council, 1999), thus enhancing both the sustainable economic development of the local communities (Salm *et al.*, 2000) and public education (Novaczek, 1995).

To be effective, the MPA zoning must take into account both environmental characteristics and socio-economical aspects (Tunesi & Diviacco, 1993), paying specific attention to the artisanal fishery. This aspect holds a national relevance in Italy, because about 10% of all fishermen work in areas strictly related to MPAs (Andaloro & Tunesi, 2000), and because the importance of this management tool, could potentially overtake the limits of the application of traditional management measures to regulate the total catches of species targeted by several different fishing gears (Caddy & Cochrane, 2001). MPA planning and management should be based on specific studies on artisanal fisheries (Salm *et al*., 2000), the only typology of professional fishery allowed in Italian coastal MPAs. However, the collection of information is often difficult to obtain, due to the strong seasonality in the use of specific fishing gears in the selection of fishing areas and in catch composition (Ferretti *et al.*, 2002; Tunesi *et al.*, 2002a; Molinari & Tunesi, 2003).

The study of artisanal fishery activities operating with fixed nets (gill nets and combined nets) in the Gallinaria island waters, a site identified by Italian legislation to become a national MPA, has allowed to develop a specific approach to identify sectors of water of different relevance for artisanal fishing activities, specially oriented to support process of zoning of coastal MPAs (Villa *et al*., 2002).

## Materials and methods

The main studied area is represented by the water of the Gallinaria Island. Very few boats, only two of which are regularly working, do the artisanal fishing activity with fixed nets in this area. Catch data were collected monthly, from December 1996 to January 1998, directly on board of these two fishing boats, both belonging to the Cooperativa San Filippo of Albenga (SV), using gill and combined nets. The onboard researcher, for each fishing haul, recorded gear typology, location (latitude and longitude of starting and ending point of each single haul) and measured the length of each caught fish. Catch data *per* gear was elaborated as number of fish *per* linear meter of net. The number of haul and the CPUE (capture *per* unit of effort expressed as number of specimen *per* linear meter of net) *per* fishing gear and fishing zone were determined.

In order to provide practical indications for the zoning and the draft of the management plan of the future MPA, the identification of the main fishing zone was conducted by two steps: firstly by submitting the CPUE data collected with the two different gear typologies, to the Correspondence Analysis (CA), to identify the presence of strong differences in the catch composition of the area. To this purpose, Lebart's tables (1975) were used to evaluate axes significance. Secondly, the remaining hauls' positions were analysed on GIS basis, taking into account both the geomorphological and the biocoenotic maps of the area (Balduzzi *et al*., 1994; Tunesi *et al*., 2002b).

## Results

On the whole 44 fishing days allowed collecting data on 115 hauls.

Two Correspondence Analysis performed individually on the whole CPUE data collected for combined net and gillnet allow to discriminate significantly one strong geographical particularity *per* data set: the Laigueglia canyon and the deeper bottoms in front of Cape Lena respectively. The first one is characterised by *Palinurus elephas* catches in summer season, while Cape Lena by relevant *Merluccius merluccius* catches.

The analysis of the geomorphological and biocoenotic aspects allows to identify three main strictly coastal zones: the coastal area in front of Albenga, mainly characterised by *Posidonia* meadows; the area hosting the Gallinaria Island with hard bottoms, sands and a patchy distribution of *P. oceanica* and *Cymodocea nodosa*; the area in front of the town of Alassio, characterised by sands and *Cymodocea nodosa* meadows.

In summary, this approach allows to identify 5 main fishing zones in the study area (Fig. 1, Tab. 1): 3 coastal zones, located in waters shallower than 30 m depth and characterised by different sea-bottom typologies (Zone I characterised by relevant *Posidonia oceanica* meadows, Zone II with heterogeneous geomorphological and biocoenotic features and Zone III with a prevalence of *Cymodocea nodosa* meadows and sands), and 2 deep fishing zones (Zone IV and Zone V) respectively characterised by a canyon with rich coralligenous assemblages and by a paleo-rivermouth, characterised by the presence of round rocks.

Moreover, inside the most relevant zone for the zoning of the future MPA (Zone II), four sectors were recognized: the littoral waters between Alassio's harbour and Cape Lena (A) and three sectors, strictly surrounding the island, included within a radius of 0.5 nautical miles (B, C, D) (Fig. 1).

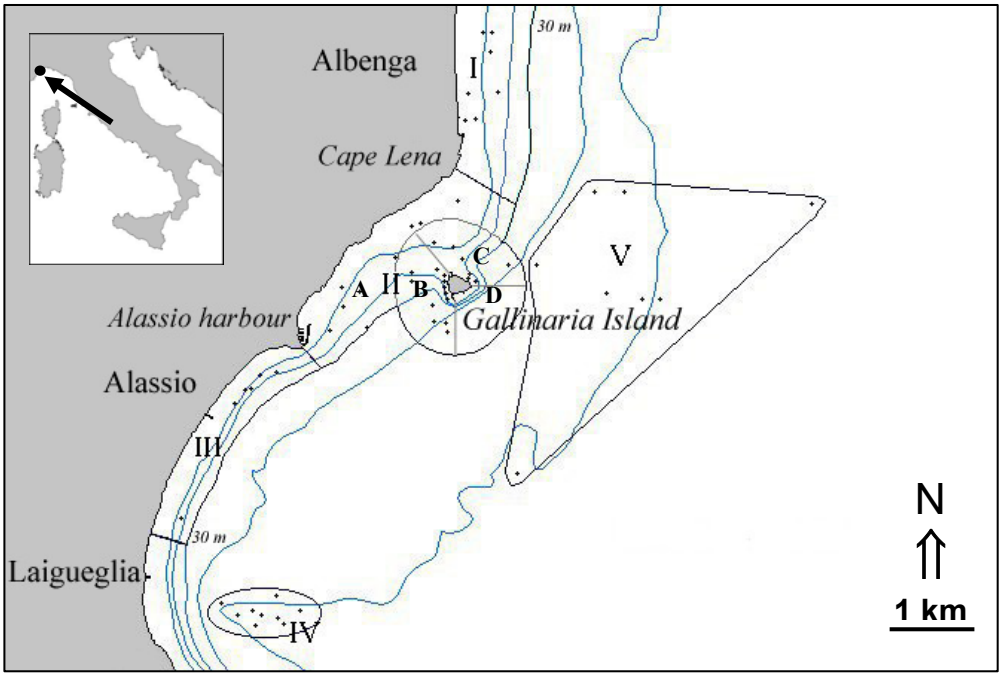



Fig. 1 - The study area, the five main fishing zones identified (I, II, III, IV, V). The zone II is composed by four sectors A, B, C, D.

*Area di studio con l'indicazione delle cinque principali zone di pesca identificate (I, II, III, IV, V). La zona II a sua volta è composta dai quattro settori A, B, C, D.*

Fishing zone II held the highest haul number (70: 21 by combined net and 49 by gillnet), followed by the fishing zones I (13 hauls), IV, V (12 hauls) and III (8 hauls) (Tab. 1). The higher CPUE values were also recorded in fishing zone II (Tab. 1).

As results from the CA, catch composition for the first three fishing zones are quite similar: the main target species for the combined net is *S. officinalis*, with catches characterised mainly by *S. salpa*, *Diplodus* spp. and *B. podas*; the gillnet target species are *S. dumerili* and *S. sarda* and the main fished species are *S. sarda*, *S. dumerili*, *S. salpa* and *S. japonicus*. On the contrary, the catches obtained within zone IV and V are very different from the others because focused on *P. elephas* (combined net) and *M. merluccius* (gillnet).

Considering the fishing seasonality, the fishing zone I and II are exposed mainly in autumn and winter with combined net and gillnet while zones IV and V are exclusively chosen in summer for the combined net.

The fishing zone II shows a more diversified reality. Fishing sector A results to be similar to the zone I and III both for target species *per* gear and for main caught species but the sectors B and C show the relevance, both in the catches of combined and gillnet, of sparids as *O. melanura*, *S. salpa*, *Diplodus* spp. On the whole, this

fishing sector exhibits its fishing interest all year round, despite the fact that fishing activities seem to be completely irrelevant in sector D.

Tab. 1 - Total number of hauls and in percentage, target species, main fishing season, CPUE (number of specimens *per* linear meter of net) and the 3 main caught species *per* fishing gear and identified fishing zones.

*Numero di cale assoluto e percentuale, specie target dell'attività di pesca, principale periodo di pesca, cattura per unità di sforzo (CPUE) (n° di esemplari per metro lineare di rete) e 3 specie che hanno fornito i valori maggiori di cattura per tipo di attrezzo e zona di pesca identificata.*

| **Fishing zone** | **I** (Albenga) | |
|---|---|---|
| Fishing gear | Combined net | Gill net |
| Number of hauls | 9 (8%) | 4 (3%) |
| Target species | *Sepia officinalis* | *Seriola dumerili* |
| Main fishing season | Winter | Summer – Autumn - Winter |
| Total CPUE | 0.046 | 0.009 |
| Main caught species (CPUE) | *Sepia officinalis* (0.017)<br>*Sarpa salpa* (0.012)<br>*Diplodus* spp. (0.002) | *Dentex dentex* (0.003)<br>*Seriola dumerili* (0.002)<br>*Sarda sarda* (0.001) |
| **Fishing zone** | **II** (Cape Lena /Alassio harbour) | |
| Fishing gear | Combined net | Gill net |
| Number of hauls | 21 (18%) | 49 (43%) |
| Target species | *Sepia officinalis* and Sparids. | *Seriola dumerili* and Sparids |
| Main fishing season | Winter – Spring - Summer | Autumn – Winter - Summer |
| Total CPUE | 0.047 | 0.064 |
| Main caught species (CPUE) | *Sarpa salpa* (0.011)<br>*Diplodus* spp. (0.008)<br>*Sepia officinalis* (0.005) | *Sarpa salpa* (0.010)<br>*Seriola dumerili* (0.009)<br>*Scomber japonicus* (0.008) |
| **Fishing zone** | **III** (Alassio) | |
| Fishing gear | Combined net | Gill net |
| Number of hauls | 4 (3%) | 4 (3%) |
| Target species | *Sepia officinalis* | *Sarda sarda* |
| Main fishing season | Autumn -Winter | Autumn - Winter |
| Total CPUE | 0.041 | 0.033 |
| Main caught species (CPUE) | *Bothus podas* (0.011)<br>*Sarpa salpa* (0.006)<br>*Sepia officinalis* (0.004) | *Sarda sarda* (0.011)<br>*Sarpa salpa* (0.008)<br>*Scomber japonicus* (0.006) |
| **Fishing zone** | **IV** (Laigueglia canyon) | |
| Fishing gear | Spiny lobster net (Combined net) | Gill net |
| Number of hauls | 9 (8%) | 3 (3%) |
| Target species | *Palinurus elephas* | *Merluccius merluccius* |
| Main fishing season | Summer | Summer – Winter |
| Total CPUE | 0.022 | 0.031 |
| Main caught species (CPUE) | *Palinurus elephas* (0.008)<br>*Merluccius merluccius* (0.003)<br>*Zeus faber* (0.001) | *Merluccius merluccius* (0.012)<br>*Pagellus acarne* (0.006)<br>*Micromesistius potassou* (0.002) |
| **Fishing zone** | **V** (Deepest hauls) | |
| Fishing gear | Combined net | Gill net |
| Number of hauls | 1 (1%) | 11 (10%) |
| Target species | *Palinurus elephas* | *Merluccius merluccius* |
| Main fishing season | Summer | Winter - Spring - Summer |
| Total CPUE | 0.010 | 0.082 |
| Main caught species (CPUE) | *Maya squinado* (0.003)<br>*Pagellus acarne* (0.003)<br>*Palinurus elephas* (0.001) | *Merluccius merluccius* (0.017)<br>*Scomber japonicus* (0.004)<br>*Pagellus bogaraveo* (0.003) |

Sector B appears to be the one hosting the highest number of hauls (25 only for gillnet=22%), which confirms its strong relevance for the availability not only of *S. japonicus* but in particular of *O. melanura* and *S. salpa* (Tab. 2).

Tab. 2 - Total number of hauls and in percentage, target species, main fishing season, CPUE (number of specimen *per* linear meter of net) and the 3 main caught species *per* fishing gear and sector belonging to the fishing zone II.

*Numero di cale assoluto e percentuale, specie target dell'attività di pesca, principale periodo di pesca, cattura per unità di sforzo (CPUE) (n° di esemplari per metro lineare di rete) e 3 specie che hanno fornito i valori maggiori di cattura per tipo di attrezzo e settore afferente alla zona di pesca II.*

| **Fishing sector** | **A** (from Cape Lena to Alassio harbour) | |
|---|---|---|
| Fishing gear | Combined net | Gill net |
| Number of hauls | 11 (10%) | 8 (7%) |
| Target species | *Sepia officinalis* | *Seriola dumerili* |
| Main fishing season | Winter - Autumn | Autumn |
| Total CPUE | 0.02 | 0.03 |
| The three species | *Sepia officinalis* (0.005) | *Sarpa salpa* (0.008) |
| with higher CPUE | *Sarda sarda* (0.004) | *Seriola dumerili* (0.006) |
| | *Diplodus* spp. (0.003) | *Trachurus* spp. (0.005) |
| **Fishing sector** | **B** (Western side of Gallinaria island) | |
| Fishing gear | Combined net | Gill net |
| Number of hauls | 3 (3%) | 25 (22%) |
| Target species | Sparids - *Sepia officinalis* | Sparids - *Seriola dumerili* |
| Main fishing season | Winter - Autumn | Summer - Autumn - Winter |
| Total CPUE | 0.11 | 0.08 |
| The three species | *Sarpa salpa* (0.070) | *Scomber japonicus* (0.013) |
| with higher CPUE | *Diplodus* spp. (0.009) | *Sarpa salpa* (0.012) |
| | *Symphodus tinca* (0.008) | *Oblada melanura* (0.010) |
| **Fishing sector** | **C** (North-Eastern side of Gallinaria island) | |
| Fishing gear | Combined net | Gill net |
| Number of hauls | 7 (6%) | 15 (13%) |
| Target species | Sparids - *Sepia officinalis* | Sparids - *S. dumerili* |
| Main fishing season | Spring - Summer | Autumn - Winter |
| Total CPUE | 0.06 | 0.06 |
| The three species | *Diplodus* spp. (0.016) | *Seriola dumerili* (0.017) |
| with higher CPUE | *Sepia officinalis* (0.006) | *Oblada melanura* (0.007) |
| | *Scorpaena notata* (0.004) | *Sarpa salpa* (0.006) |
| **Fishing sector** | **D** (South-Eastern side of Gallinaria island) | |
| Fishing gear | Combined net | Gill net |
| Number of hauls | 0 (0%) | 0 (0%) |
| Target species | \ | \ |
| Main fishing season | \ | \ |
| Total CPUE | \ | \ |
| The three species | \ | \ |
| with higher CPUE | \ | \ |
| | \ | \ |

A closer examination of fishing zone II, which is more directly interested by the potential extension of the new MPA, indicates that a high proportion of seagrasses

are present within the sectors A, B and C. In fact, the catch specificity of the sectors surrounding the island is mainly due to the rocky bottom present strictly around the island.

## Conclusions

The study of the artisanal fishery activities operating with fixed nets (gill nets and combined nets) in the Gallinaria island waters, specially designed to collect data useful to support the zoning of the future MPA, allowed to approach, at a very small scale, this kind of analysis.

In fact, the collected data confirm a strong seasonality in the use of gears and in catch composition (Tunesi *et al.,* 2002), which suggests the following:

- The fishing zone II, which includes the island seems to be relevant for the artisanal fishery all year round, with the exclusion of sector D;
- Fishing activities are carried out in the shallow waters (from Albenga to Laigueglia) mainly during Winter and Autumn, while deepest hauls occur mainly in Summer, allowing the fishermen to have fishing ground alternatives other than those strictly surrounding the Gallinaria island all year round.

This information is only preliminary and must be accompanied by other specific environmental and socio-economic studies (Villa *et al*., 2002). Nevertheless it suggests the possible relevance of the identified sector D, which hosts very interesting coralligenous assemblages (Balduzzi *et al*., 1994), but which is irrelevant from a fishery point of view, mainly because of oceanographic causes, and which should thus be chosen as a sector to be devoted to conservation purposes. Moreover collected data point out the regulation of fishing activities in the waters of the island may be done on a seasonal basis.

**Riassunto**

Il presente contributo fornisce i risultati di uno studio condotto sulla pesca artigianale praticata nelle acque dell'Isola Gallinaria al fine di disporre di elementi utili all'istituzione della futura area marina protetta. A questo proposito è stata studiata la stagionalità di impiego e la composizione delle catture di due distinte tipologie di reti da posta (imbrocco e combinata). I dati raccolti sono stati analizzati su scala spaziale e temporale, considerando inoltre le caratteristiche geomorfologiche e biocenotiche dei fondali marini. Lo studio della composizione delle catture per attrezzo ha consentito di identificare cinque principali zone di pesca e, in quella strettamente circostante l'isola Gallinaria, tre distinti settori. I risultati raccolti evidenziano una marcata distribuzione spaziale e temporale delle attività di pesca nell'area di studio e forniscono elementi conoscitivi preziosi a supporto della progettazione della futura area marina protetta.

**Acknowledgements**

The authors wish to thank the fishermen 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**

ANDALORO F., TUNESI L. (2000) – The implementation of an Italian network of marine protected areas: rights-based strategies for coastal fisheries management. In: R. Shotton (ed)*, Use of property rights in fisheries management.* FAO Fish Tec. Paper, **404**/2: 206-208.

BALDUZZI A., BIANCHI C.N., CATTANEO-VIETTI R., CERRANO C., COCITO S., COTTA S., DIVIACCO G., DEGLI'INNOCENTI F., MORGIGNI M., MORRI C., PANSINI M., SALVA-

TORI L., SENES L., SGORBINI S. , TUNESI L. (1994) - Primi lineamenti di bionomia bentica dell'isola Gallinaria (Mar Ligure). *Atti X Congr. A.I.O.L.*: 603-617.

CADDY J.F., COCHRANE K.L. (2001) – A review of fisheries management past and present and some future perspectives for the thirs millenium. *Ocean. Coast. Manage*., **44**: 653-682.

DUGAN J.E., DAVIS G.E. (1993) – Application of marine refugia to coastal fisheries management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **50**: 2029-2042.

FERRETTI M., TARULLI E., PALLADINO S. (2002) – Classificazione e descrizione degli attrezzi da pesca in uso nelle marinerie italiane con particolare riferimento al loro impatto ambientale. *Quaderno ICRAM*, **3**: 126 pp.

LEBART L. (1975) – Validité des résultats en analyse des données. *Centre de recherche et de Documentation sur la Consommation*, Paris, L.L./cd N 4465: 1-133.

MICHELI F. (1999) – Marine reserves: US experience in a Mediterranean context. *CIESM Workshop Series*, **8**: 51-52.

MOLINARI A., TUNESI L. (2003) – Characterization of the artisanal fishing activities in the Bergeggi island's waters (Ligurian Sea). *Biol. Mar. Medit.,* **10** (2): 734-737.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL (1999) – *Sustaining Marine Fisheries*. National Academy Press, Washington, DC: 184 pp.

NORSE E.A. (1993) – *Global marine biological diversity. A strategy for building conservation into decision making*. Island, Washington, D.C., USA.

NOVACZEK L. (1995) – Possible roles for marine protected areas in establishing sustainable fisheries in Canada. In: N.L. Shackell and J.H.M. Willison (eds), *Marine protected areas and sustainable fish*eries. Centre for Wildlife and Conservation Biology, Acadia Univ., Wolfville, Nova Scotia, Canada: 31-36.

PALUMBI S.R. (2002) – *Marine Reserve: A tool for ecosystem management and conservation*. Pew Oceans Commission, Arlington, Virginia: 46 pp.

ROBERTS C.M., HAWKINS J.P. (2000) – *Fully-protected marine reserves: a guide*. WWF Endangered Seas Campaign, 1250 24th Street, NW, Washington, DC 20037, USA and Environment Department, University of York, York, YO10 5DD, UK: 133 pp.

SALM R.V., CLARK J., SIIRILA E. (2000) – *Marine and coastal Protected Areas: A guide for planners and managers*. IUCN., Washington DC: xxi+ 371 pp.

TUNESI L., PICCIONE M.E., AGNESI S. (2002b) - Progetto pilota di cartografia bionomica dell'ambiente marino costiero della Liguria. Proposta di un Sistema Informativo Geografico per la gestione di cartografie bionomiche e sedimentologiche. *Quaderno ICRAM*, **2**: 1-112.

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., FERRETTI M., MOLINARI A., PALLADINO S. (2002a) – Catch compositions of the artisanal fisheries in the Gallinaria island's waters (Ligurian Sea). *Biol. Mar. Medit*., **9** (1): 706-709.

VILLA F., TUNESI L., AGARDY T. (2002) – Optimal zoning of marine protected areas through spatial multiple criteria analysis: the case of the Asinara Island National Marine Reserve of Italy. *Conservation Biology*, **16** (2): 1-12.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 47-50

M.N. Bradai, I. Jribi*, A. Bouain*, A. El Abed

Institut National des Sciences et Technologies de la Mer, INSTM - B.P. 1035 Sfax 3018 Tunisie.
*Faculté des Sciences de Sfax.

# LES ÎLES KURIAT: UN SITE À PROTÉGER EN TUNISIE

## *THE KURIAT ISLANDS: A SITE TO PROTECT IN TUNISIA*

***Abstract***

*The Kuriat islands, which represent the most important nesting site of the marine turtle* Caretta caretta *in Tunisia, is monitored since 1997 with the aim to protect this species and to determine some biological parameters. This site presents also a high marine and land biodiversity where other species and structures need protection. Kuriat islands should have a protected statutes.*

***Key-words****: Kuriat islands, Caretta caretta, biodiversity, marine protected area.*

## Introduction

Les îles Kuriat (Fig. 1) et principalement la grande Kuriat constituent le site de ponte de *Caretta caretta* relativement le plus important en Tunisie. Par ailleurs, ces îles, par leur spécificité floristique et faunistique terrestre et marine, constituent le prototype d'écosystème non seulement à protéger mais à décréter comme Parc National.

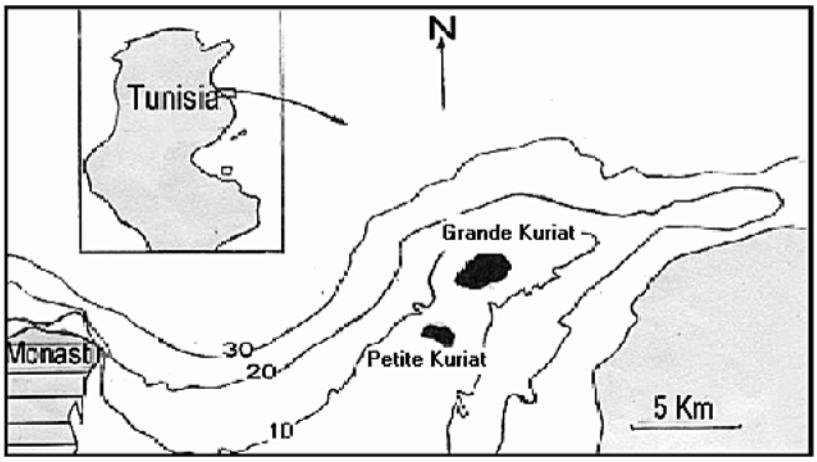



Fig. 1 - Localisation géographique des îles Kuriat.
*Geographic localisation of Kuriat islands.*

Dans le cadre de la mise en œuvre d'un plan d'action national pour la conservation des tortues marines en Tunisie, un projet de suivi de la nidification de la tortue marine aux îles Kuriat a été lancé depuis 1997 par l'Agence de Protection et

d'Aménagement du Littoral (APAL) et l'Institut National des Sciences et Technologie de la Mer (INSTM) avec la collaboration du Centre des Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées (CAR/ASP). Pour cela un campement est organisé chaque année (de 1997 à 2002) sur la grande Kuriat durant la période de nidification dont le but principal est la protection des femelles nidifiantes, des nids et des nouveau-nés et la collecte des informations concernant la biologie de la reproduction et l'écologie de cette espèce en se basant principalement sur un marquage intensif des femelles nidifiantes. Pour protéger cette espèce en danger, il faut connaître ses aires de nidification et d'alimentation.

Dans ce travail, nous présentons l'importance des îles Kuriat comme site de nidification de la tortue marine *Caretta caretta*, les paramètres de reproduction de cette espèce et les sources de nuisance à ce phénomène, résultat d'un monitoring de six ans (1997-2002). Les particularités floristiques et faunistiques marines et terrestres de l'île grande Kuriat seront également abordées.

## Matériel et méthodes

Durant ce travail, nous avons profité de notre présence sur l'île Grande Kuriat pour le suivi de la nidification de la tortue marine *Caretta caretta* et nous avons fait une étude de la faune et flore marine et terrestre de la grande Kuriat. Pour la nidification de la tortue marine, nous avons fait des prospections nocturnes des plages le long de la période de ponte à la recherche des femelles nidifiantes et pour la localisation des nids. A la fin et suite à l'émergence des nouveau-nés, les nids sont ouverts pour compter les différents états des œufs et déterminer les taux d'éclosion et d'émergence. Pour la faune et flore marines, nous avons choisi 8 stations autours de l'île pour lesquelles nous avons fait des prospections et des récoltes sauvages le long de radiales allant jusqu'à 200-300 mètres de la côte et de 3 à 4 mètres de profondeur. Les différentes espèces animales et végétales ont été inventoriées sur place ou ramenées au laboratoire pour une ultérieure détermination.

## Résultats

La nidification de la caouanne *Caretta caretta* a été véritablement mise en évidence pour la première fois sur les plages de la grande Kuriat en 1988 (Laurent *et al*., 1990). Depuis 1993 et bien avant l'installation du monitoring en 1997, des prospections annuelles ont été réalisées pour mesurer l'importance du phénomène. Ces prospections ont montré que le nombre de nids est relativement élevé une année sur deux (Fig. 2). Les femelles aux îles kuriat nidifieraient toutes les deux années avec un nombre de femelles plus important pendant les années impaires. Cet intervalle de deux années a été prouvé par un marquage entamé depuis 1997. Ce marquage nous a permis aussi de déterminer l'intervalle inter-ponte sur la grande Kuriat pour la même saison. Il est de 15 jours.

Au cours des 6 années de monitoring, nous avons pu relever tous les paramètres de reproduction. Les taux moyens de fertilité, d'éclosion et d'émergence sont respectivement 89,85%; 75,71% et 71,97% ce qui montre selon Hirth (1980) que la grande Kuriat est un site non perturbé et propice à la nidification. Toutefois, le phénomène de nidification est sujet à plusieurs nuisance:

- Les banquettes énormes de feuilles mortes de *Posidonia oceanica* qui forment parfois des barrières infranchissables pour les femelles nidifiantes.

- La fréquentation abusive du site par les estivants qui viennent passer le jour.
- L'activité de pêche non négligeable autours de l'île.

Des richesses faunistique et floristique très importantes ont été notées. Des espèces et des structures menacées de part la Méditerranée ont été observées. Nous notons principalement le mollusque *Pinna nobilis*, l'algue brune *Cystoseira sedoides* et les structures en marmite et de récif barrière de l'herbier de *Posidonia oceanica*.

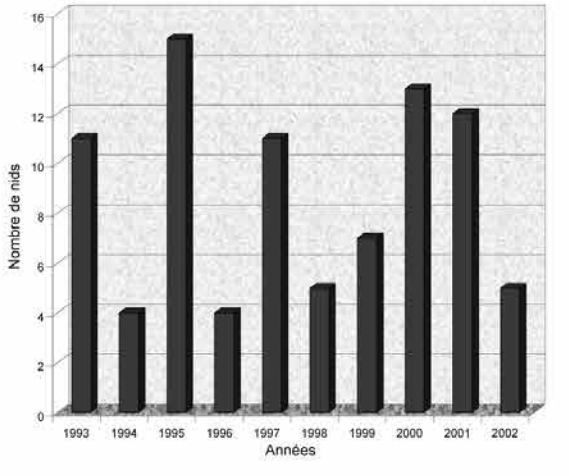



Fig. 2 - Nombre de nids déposés annuellement sur la grande Kuriat.
*The yearly number of nest on the Great Kuriat.*

Par ailleurs, le site des îles Kuriat représente un écosystème terrestre très important, le couvert végétal est évalué à plus de 50% ce qui fait de lui l'un des rares en Tunisie (Chaeib, 1993). Des taxons très raréfiés dans les autres régions du pays, telle que *Periploca laevigata*, sont très abondant sur la grande Kuriat. Pour cette espèce les îles Kuriat peuvent être considérés comme l'unique en Tunisie.

## Conclusions

Ce préliminaire travail montre bien que les îles Kuirat recèlent une biodiversité terrestre et marine d'une grande importance. Certaines espèces faunistiques et floristiques recensées sont menacées d'extinction ou présentent un haut degré de rareté et de vulnérabilité. Cette richesse biocénotique du site et l'existence d'espèces nécessitant un effort de protection plaident pour le classement des îles Kuriat comme aire sensible protégée (ASP) et pourquoi pas une Aire Spécialement Protégée d'Intérêt Méditerranéen (ASPIM).

**Summary**

The Kuriat islands represent the most important nesting site of *Caretta caretta* in Tunisia. The nesting beaches have been the object of monitoring since 1997 to enumerate and protect nests, nesting females and hatchlings and determine reproductive parameters. A full-time encampment usually takes place from the beginning of June to the end of August.

The beaches were patrolled throughout the night and any females observed were tagged with blue plastic roto-tags (RAC/SPA) and morphometric measurements were taken after laying. All nests recorded were protected by metal cages. After the excavation of hatched nests it was possible to calculate: fertility rate (percentage of fertile eggs), hatching success (percentage of eggs hatched), and emergence success (percentage of hatchlings emerged).

These parameters were for the studying period (1997-2002) respectively: 89.85%; 75.71% and 71.97%.

It is important to underline the indispensable role of the seasonal encampment in protecting the site which faces several problems: the accumulation of *Posidonia oceanica* on the beach, large number of sea goers visiting the islands by day on organised trips which may disturb the nests. Indeed intense fishing activity near the site may hinder females in reaching the beach to lay and catch hatchlings in their way to sea.

Kuriat islands present also a high marine and land biodiversity, some species (the shell *Pinna nobilis* and the algae *Cystoseria sedoides*) and some *Posidonia oceanica* meadows structures need protection. On land, *Periploca loevigata* (plant), become rare in other regions, is abundant on the islands. For these reasons, Kuriat islands should have protected statutes.

## Bibliographie

CHAIEB M. (1993) – Etude d'opportunité pour la création de nouvelles aires protégées en Tunisie (caractéristiques écologiques et socio-économiques de quelques sites côtiers et insulaires de Tunisie). *Contrat CAR/ASP, Tunis/M.*: 69 pp.

HIRTH H.F. (1980) – Some aspects of the nesting behaviour and reproductive biology of sea turtles. *Amer zool.*, **20**: 507-523.

LAURENT L., NOUIRA S., JEUDY DE GRISSAC A., BRADAI M.N. (1990) – Les tortues marines de Tunisie: Premières données. *Bull. Soc. Herp. Fr.*, **53**: 1-17.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 51-55

P. Battaglia, A. Potoschi, A. Manganaro

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università degli Studi di Messina,
Salita Sperone, 31 – 98166 S.ta Agata, Messina, Italia.

# INDAGINE PRELIMINARE SULLE ATTIVITA' DI PESCA NELL'AREA MARINA PROTETTA "CAPO RIZZUTO"

## *PRELIMINARY STUDY ON FISHING ACTIVITIES IN THE "CAPO RIZZUTO" MARINE PROTECTED AREA*

***Abstract***

*Authors examine fishing yields obtained by conventional gears in no-takes zones of "Capo Rizzuto" Marine Protected Area.Results of a preliminary research show that the captured species on bottoms of zone A of Capo Cimiti play an important role for the development of local fishing stocks, being a source of recruitment for near areas.The zone A of Capo Bianco, recently instituted, still doesn't seem to assume this role.*

***Key-words***: *Marine Protected Areas, yields, Capo Rizzuto, Ionian Sea.*

## Introduzione

Gli studi finora effettuati nell'Area Marina Protetta "Capo Rizzuto" hanno fornito conoscenze sulle condizioni ambientali, la tipologia dei fondali, la flora e la fauna marina (Infantino, 1992; Cellini, 1998; Amministrazione Provinciale di Crotone, 1999). Scarse sono invece le informazioni riguardanti l'attività di pesca e lo stato di sfruttamento dell'AMP. Parallelamente al progetto "Afrodite" del Ministero dell'Ambiente, è stata avviata un'indagine mirata alla conoscenza delle attività di pesca esercitate nell'area dell'AMP "Capo Rizzuto". Si è ritenuto opportuno effettuare una prima valutazione dello stato delle risorse presenti nel perimetro della riserva.

## Materiali e metodi

L'indagine, iniziata nel novembre 2002 e tuttora in fase di svolgimento, ha permesso di raccogliere dati sui porti, porticcioli e punti di ricovero in cui sono allocate le imbarcazioni che normalmente svolgono le attività di pesca all'interno dell'area protetta.

Sono state raccolte informazioni sulle aree di pesca sfruttate; nelle due stagioni finora considerate (inverno e primavera) sono state effettuate rilevazioni agli sbarchi (5 giorni a stagione), al fine di stimare i rendimenti e caratterizzare il pescato.

Per i saggi di pesca ci si è avvalsi di un tramaglio con maglia interna di 2,5 cm di lato e pareti con maglia di 17 cm di lato, di una rete monofilo (barracuda) di lunghezza 600 m con maglia di 9 cm di lato e di un palangaro di fondo con 600 ami n°15. Per quanto riguarda le reti tramaglio e monofilo le operazioni di cala venivano svolte al tramonto, mentre il salpamento avveniva all'alba. Il palangaro di fondo, invece, innescato con *Plesionika* spp. e/o calamaro, veniva calato alcune ore prima dell'alba e salpato al sorgere del sole. Sono state effettuate nel periodo considerato 18 cale con il tramaglio, 6 per il monofilo e 6 per il palangaro. Si è provveduto a confrontare i rendimenti ottenuti con il tramaglio utilizzandolo contemporaneamente nelle zone A e B della riserva.

## Risultati

Lungo il tratto di costa interessato dall'AMP, sono state individuate sei località (Tab. 1) che raccolgono complessivamente 89 imbarcazioni, di cui 22 appartenenti a professionisti e 67 appartenenti a pseudosportivi. E' emerso che la maggior parte dei natanti che operano sull'area considerata è motorizzata, di ridotte dimensioni e quindi di facile gestione. In località Le Castella e soprattutto a Crotone, dove la flotta è ben rappresentata sia numericamente che per tipologie di pesca, sono state considerate solo quelle imbarcazioni che praticano anche saltuariamente la loro attività all'interno del perimetro della riserva.

Tab. 1 - Caratteristiche delle imbarcazioni che insistono nell'Area Marina Protetta "Capo Rizzuto". *Characteristics of boats operating in the "Capo Rizzuto" Marine Protected Area.*

| Località | Pesca professionale | | | | Pesca pseudosportiva | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | N | LFT (m) | Kw | TSL | N | LFT (m) | Kw |
| Le Castella | 16 | 9,19 ± 2,52 | 34,09 ± 34,36 | 8,17 ± 13,37 | 7 | 5,14 ± 0,94 | 8,72 ± 3,78 |
| Torre delle Guardie | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 3,84 ± 0,23 | 7,94 ± 3,87 |
| Torre Vecchia | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 4,14 ± 0,35 | 9,34 ± 5,22 |
| Spiaggia Capo Rizzuto | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 3,99 + 0,30 | 2,93 ± 0,22 |
| Le Cannelle | 0 | 0 | 0 | 0 | 29 | 4,05 ± 0,41 | 11,57 ± 5,54 |
| Crotone | 6 | 7,75 ± 0,52 | 57 ± 9,80 | 3,18 ± 0,32 | 13 | 4,71 ± 0,51 | 11,49 ± 4,17 |

Nelle due stagioni considerate (inverno e primavera) dalle rilevazioni allo sbarco è emerso che con il palangaro di fondo possono essere catturate specie pregiate come *Pagrus pagrus, Diplodus* spp. e *Oblada melanura.* Il tramaglio è l'attrezzo più utilizzato, che garantisce buoni rendimenti catturando anche specie di discreto valore commerciale quali *Sepia officinalis, Mullus* spp., *Octopus vulgaris, Pagellus erythrinus* e *Scorpaena* spp. Il monofilo non ha un utilizzo costante durante l'anno, ma viene impiegato principalmente in concomitanza di particolari condizioni meteomarine (mare in scaduta), per insidiare specie come *Lithognathus mormyrus, Oblada melanura* e *Dicentrarchus labrax.* Tra le attività censite compaiono anche il palangaro di superficie, principalmente per la cattura di *Oblada melanura,* e le lenze da traina per la cattura di *Seriola dumerili* ed altri pelagici.

Le pescate effettuate sui fondali della zona A di Capo Cimiti con il tramaglio, nelle due stagioni considerate, hanno dato rendimenti diversi per qualità di specie, così come si può osservare nella Fig. 1.

Nella Zona A di Capo Bianco lo stesso attrezzo ha fatto registrare dei buoni rendimenti solo in primavera, mentre per entrambe le stagioni la specie più frequente è stata *O. vulgaris* (Fig. 2). L'analisi dei rendimenti ottenuti con il tramaglio nella Zona B della riserva (Fig. 3), ha evidenziato un pescato inferiore rispetto a quello registrato nelle zone A. Il monofilo, utilizzato nella sola stagione invernale nelle Zone A di Capo Cimiti e Capo Bianco, non essendo stato impiegato con mare in scaduta, come da abitudine dei pescatori locali, ha fatto spesso registrare la cattura di specie qualitativamente poco apprezzate e/o occasionali (Fig. 4). Il palangaro calato solo nella Zona A di Capo Cimiti ha evidenziato che la stagione primaverile è la più propizia

per il suo utilizzo, catturando quantitativi anche significativi di specie che possono essere annoverate tra quelle a maggiore richiesta di mercato (Fig. 5).

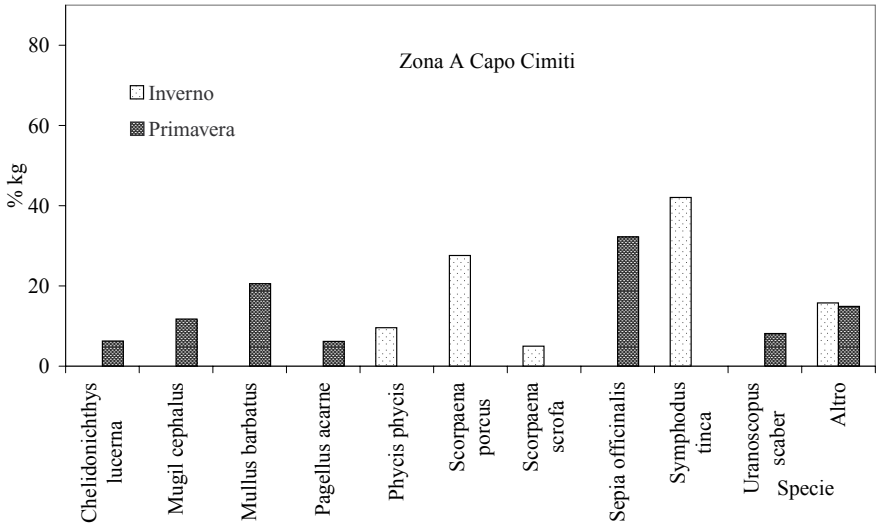



Fig. 1 - Capo Cimiti (Zona A): rendimenti in peso (% kg) per stagione delle specie catturate con il tramaglio.
*Capo Cimiti (Zone A): Seasonal weight fishing yields (% kg) of species catched by trammel net.*

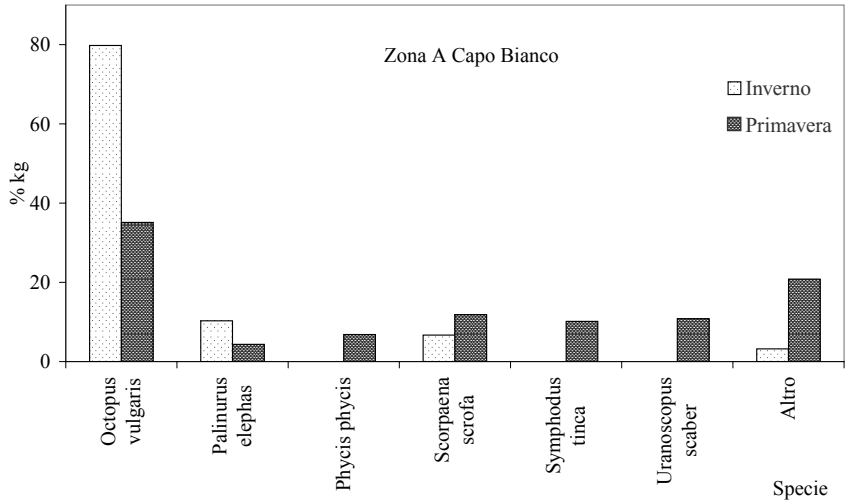



Fig. 2 - Capo Bianco (Zona A): rendimenti in peso (% kg) per stagione delle specie catturate con il tramaglio.
*Capo Bianco (Zone A): Seasonal weight fishing yields (% kg) of species catched by trammel net.*

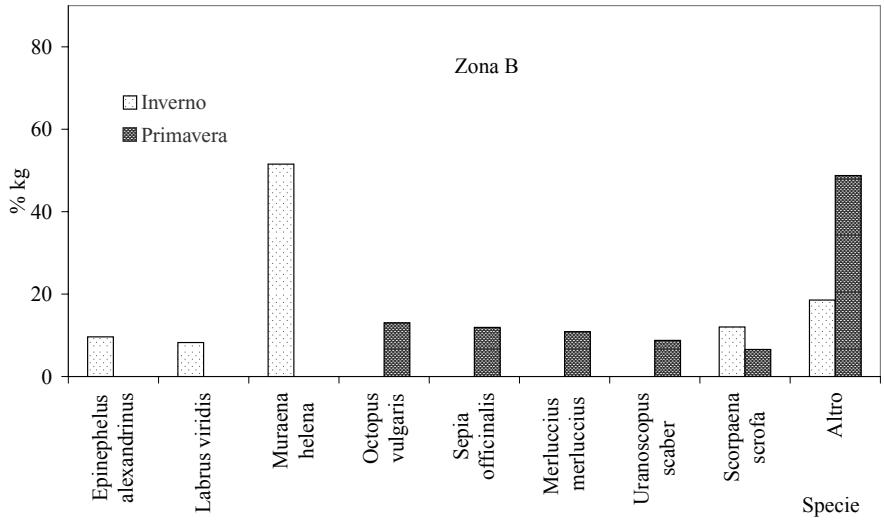



Fig. 3 - Zona B: rendimenti in peso (% kg) per stagione delle specie catturate con il tramaglio.
*Zone B: Seasonal weight fishing yields (% kg) of species catched by trammel net.*

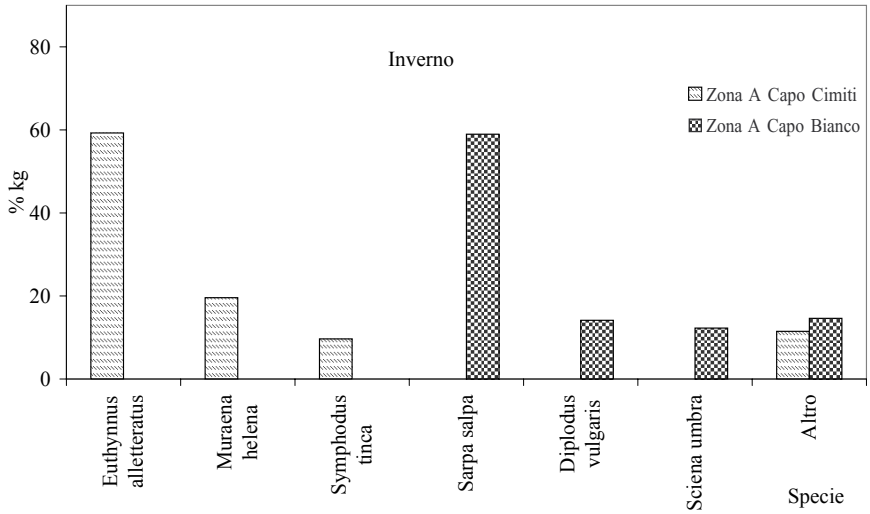



Fig. 4 - Capo Bianco (Zona A): rendimenti in peso (% kg) per stagione delle specie catturate con rete monofilo.
*Capo Bianco (Zone A): Seasonal weight fishing yields (% kg) of species catched by gillnet.*

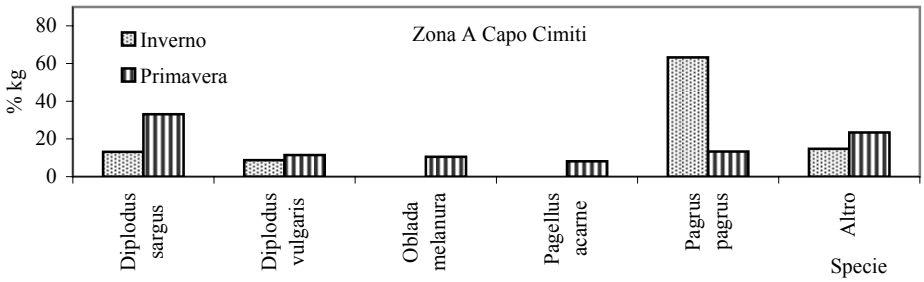



Fig. 5 - Capo Cimiti: (Zona A): rendimenti in peso (% kg) per stagione delle specie catturate con il palangaro.

*Capo Cimiti (Zone A): Seasonal weight fishing yields (% kg) of species catched by bottom line.*

## Conclusioni

L'indagine, ancora in fase di svolgimento, ha permesso di effettuare una prima valutazione dei popolamenti ittici attualmente presenti nelle zone a protezione integrale della riserva e confrontarli con quelli delle zone a parziale protezione che fanno parte delle catture abituali degli operatori locali.

La Zona A di Capo Bianco, di nuova istituzione, non offre ancora significative differenze con le zone adiacenti, mentre quella di Capo Cimiti rappresenta già una fonte di reclutamento per le aree circostanti e dalla quale individui adulti di molte specie hanno la possibilità di spostarsi verso altre zone della riserva (*spillover effect*) (Russ e Alcala, 1996), a conferma dell'importante ruolo delle aree marine protette per la tutela e lo sviluppo degli stocks ittici locali (Garcìa-Charton e Pèrez-Ruzafa, 1999). La tipologia dei fondali gioca un ruolo importante soprattutto per gli Sparidi, che attualmente possono considerarsi la categoria ittica più frequente nella Zona A di Capo Cimiti.

### Bibliografia

AMMINISTRAZIONE PROVINCIALE DI CROTONE (1999) – Studio per la valutazione delle condizioni ambientali nella riserva naturale marina di Capo Rizzuto. *Coop. Nautilus, Rapp. Int.*: 1-169.

CELLINI E. (1998) – Riserva Naturale Marina "Capo Rizzuto: Guida alla conoscenza dei fondali, della flora e della fauna marina. *Pubbl. Ente Gestore AMP Capo Rizzuto*: 1-30.

INFANTINO E. (1992) – Mar Dioscoron - L'ambiente marino della costa crotonese meridionale. *COAM*: 1-120.

GARCÌA-CHARTON J.A., PÉREZ-RUZAFA À. (1999) – Ecological heterogeneity and evaluation of the effect of marine reserves. *Fish. Res.,* **42**: 1-20.

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**: 1-9.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 56-59

A.M. Beltrano, L. Cannizzaro, S. Vitale, A. Milazzo, G. Norrito, M. Puleo

Istituto di ricerche sulle Risorse Marine e l'Ambiente (IRMA-CNR), Sez. dell'Istituto per l'Ambiente Marino Costiero (IAMC), Via L. Vaccara, 61- 91026 Mazara del Vallo, Trapani, Italia.

# ASPECTS OF THE ARTISANAL FISHERY IN THE EGADI ISLANDS MARINE PROTECTED AREA

## *ASPETTI DELLA PESCA ARTIGIANALE NELL'AREA MARINA PROTETTA DELLE ISOLE EGADI*

***Abstract***

*Some aspects of the artisanal fishery in the Egadi Islands Marine Protected Area have been investigated. The main gears used by fishermen were: trammel net, combined gill net-trammel net, monofilament gillnet and bottom longline. Catches are made up to a large extent of Scorpaenidae, Sepiidae, Octopodidae, Sparidae, Serranidae, Mullidae, Labridae.*

***Key-words***: *marine protected areas, artisanal fishery, Egadi Islands, marine reserve.*

## Introduction

The Egadi Islands Marine Protected Area (MPA) is the largest Marine Natural Reserve in Italy. It is placed in the central Mediterranean Sea. The institution of MPA implies the knowledge of the biological features of the area, the protection of the environment, the management of alieutic resources throughout the regulation of fishing activity. A previous study has reported the species captured around Marettimo Island (Bertolino *et al.*, 2002), but aren't available other information on totally area.

Due to its economic relevance, the artisanal fishery has been investigated in the framework of the project "Caratterizzazione dell'ambiente marino, della comunità ittica e dell'attività di pesca della Riserva Naturale Marina delle Isole Egadi (Trapani) ai fini della realizzazione della zonazione e cartografia mediante GIS (AMPEGA)", co-financed by the Italian Ministry of Environment.

This work provides preliminary data about the fleet structure, the fishing gear and the quali-quantitative composition of the catches.

## Materials and methods

Information about the fleet structure was gathered consulting the registers of the Port Authority Offices. A total of 328 interviews (fishing days per boat) on the type of fishing gear and on the catches was collected weekly during one year (May 2002-April 2003), by means of interviews at landing. A list of all species and their frequency percentage of catch were reported both per Trammel net (T), Combined Trammel-Gill net (CTG) and Monofilament Gillnet (MG) considered together and per Bottom Longline (BL).

## Results and conclusions

The fishing fleet in the Egadi Islands is made up of 45 boats: 31 at Favignana, 2 at Levanzo, 12 at Marettimo. Most vessels have a tonnage ranging from 2 to 5 t

(mean=6,1; s.d.=±7,2) and an engine power ranging from 4 and 31 kW (mean=69; s.d.=±40) (Fig. 1).

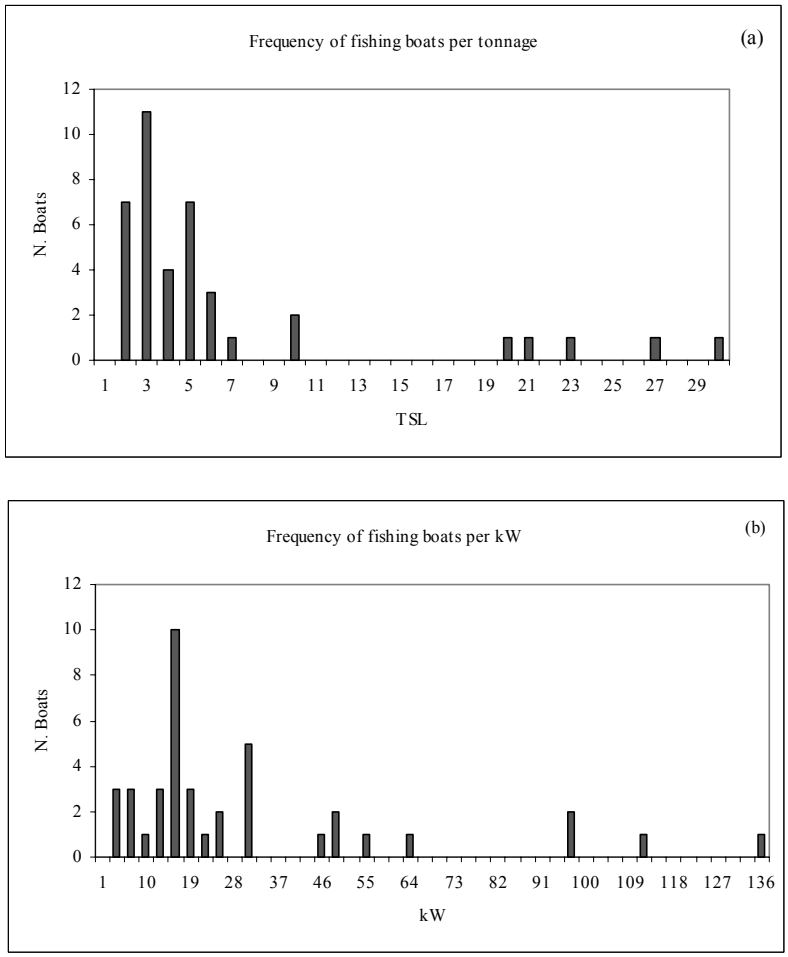



Fig. 1 - Characteristics of fishing boat: (a) TSL (b) kW.
*Caratteristiche delle barche da pesca: (a) TSL (b) kW.*

The most common gears are: trammel net, combined trammel-gill net, monofilament gillnet and bottom longline.

- The trammel net is the most intensely used gear in Favignana and Marettimo during the whole year. On average it has a length of 1500-2000 m and a height between 1.5 and 2 meters. *Palinurus elephas, Scorpaena* spp. and *Mullus* spp., are the main target species of trammel net.

Tab. 2 - List of catch species and their frequency percentage per Trammel net (T), Combined Trammel-Gill net (CTG) and Monofilament Gillnet (MG) considered together and per Bottom Longline (BL).

*Lista delle specie catturate e la loro frequenza percentuale per Tramaglio (T), Rete combinata o Bardassuni (CTG) e Monofilo (MG) considerate insieme e per Palangaro (BL).*

| Family | Species | Fishing gears | |
|---|---|---|---|
| | Pisches | T+CTG+MG | BL |
| Belonidae | *Belone belone* (L.,1762) | 0,3 | |
| Carangidae | *Seriola dumerili* (Risso, 1810) | 1,6 | 1,2 |
| | *Trachurus* spp. | 3,5 | |
| Centracanthidae | *Spicara maena* (L., 1758) | 1,1 | |
| | *Spicara smaris* (L., 1758) | 0,4 | |
| Clupeidae | *Alosa fallax nilotica* (Lacepède, 1803) | 0,2 | |
| Congridae | *Conger conger* (L., 1758) | 0,4 | 1,2 |
| Dactylopteridae | *Dactylopterus volitans* (L., 1758) | 0,1 | |
| Merlucciidae | *Merluccius merluccius* (L., 1758) | 0,1 | |
| Phycidae | *Phycis phycis* (L., 1766) | 1,8 | 1,2 |
| Labridae | *Coris julis* (L., 1758) | 0,1 | |
| | *Symphodus tinca* (L., 1758) | 3,2 | |
| | *Labrus* spp. | 1,2 | |
| | *Labrus viridis* (L., 1758) | 1,1 | |
| Lophiidae | *Lophius piscatorius* (L., 1758) | 0,4 | |
| Mugilidae | *Mugil cephalus* (L., 1758) | 0,1 | |
| Mullidae | *Mullus* spp. | 4,6 | |
| Muraenidae | *Muraena helena* (L., 1758) | 4,7 | 1,2 |
| Pomacentridae | *Chromis chromis* (L., 1758) | 0,1 | |
| Pomatomidae | *Pomatomus saltator* (L., 1758) | 0,1 | |
| Rajidae | *Raja* spp. | 1,0 | |
| Sciaenidae | *Sciaena umbra* (L., 1758) | 0,1 | |
| | *Umbrina cirrosa* (L., 1758) | 0,1 | |
| Scombridae | *Euthynnus alletteratus (*Rafinesque, 1810) | 0,3 | |
| | *Sarda sarda* (Bloch, 1793) | 2,3 | |
| | *Scomber* spp. | 3,3 | |
| Scophthalmidae | *Scophthalmus rhombus* | 0,1 | |
| Scorpaenidae | *Scorpaena* spp. | 14,8 | 3,5 |
| Scyliorhinidae | *Scyliorhinus* spp. | 0,1 | |
| Moronidae | *Dicentrarchus labrax* (L., 1758) | 0,1 | |
| Serranidae | *Epinephelus marginatus* (L., 1758) | 0,1 | |
| | *Epinephelus* spp. | 0,1 | |
| | *Serranus cabrilla* (L., 1758) | 1,2 | 8,2 |
| | *Serranus scriba* (L., 1758) | 0,1 | |
| Soleidae | *Solea* spp. | 0,2 | |
| Sparidae | *Boops boops* (L., 1758) | 6,2 | 4,7 |
| | *Dentex dentex* (L., 1758) | 0,6 | |
| | *Diplodus annularis* (L., 1758) | 0,2 | 1,2 |
| | *Diplodus puntazzo* (Cetti,1777) | 0,1 | |
| | *Diplodus* spp. | 2,2 | 25,9 |
| | *Diplodus vulgaris* Geof. S. Hilaire, 1817 | 0,4 | 12,9 |
| | *Lithognathus mormyrus* (L., 1758) | 0,1 | |
| | *Oblada melanura* (L., 1758) | 2,0 | 1,2 |
| | *Pagellus acarne* (Risso, 1826) | 0,7 | 10,6 |
| | *Pagellus bogaraveo* (Brunnich, 1768) | 4,0 | |
| | *Pagellus erythrinus* (L., 1758) | 1,8 | 2,4 |
| | *Pagrus pagrus* (L., 1758) | 2,5 | 11,8 |
| | *Sarpa salpa* (L., 1758) | 1,1 | 1,2 |
| | *Spondyliosoma cantharus* (L., 1758) | 1,0 | 3,5 |
| Sphyraenidae | *Sphyraena sphyraena* (L., 1758) | 1,4 | |
| Torpedinidae | *Torpedo* spp. | 0,1 | |
| Triakidae | *Mustelus mustelus* (L., 1758) | 0,1 | 1,2 |
| Trichiuridae | *Lepidopus caudatus* (Euphrasen, 1788) | 0,5 | |
| Triglidae | *Trigla* spp. | 3,5 | 1,2 |
| Uranoscopidae | *Uranoscopus scaber* (L., 1758) | 0,1 | |
| Zeidae | *Zeus faber* (L., 1758) | 3,7 | |
| | Cephalopoda | | |
| Loliginidae | *Loligo vulgaris* Lamark, 1798 | 0,1 | 2,4 |
| Octopodidae | *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 | 7,1 | 3,5 |
| Sepiidae | *Sepia officinalis* (L., 1758) | 7,7 | |
| | Crustacea | | |
| Nephropidae | *Homarus gammarus* (L., 1758) | 0,5 | |
| Majidae | *Maja squinado* (Herbst, 1788) | 0,2 | |
| Palinuridae | *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) | 3,4 | |

- The combined trammel-gill net, locally called "Bardassuni", is used mostly in Marettimo and catches both bottom and pelagic fishes. On average it is about 150-300 m long and is constituted by a gill net in the upper part (height 15 m) and a trammel net in the lower part below (height 2-3 m). The main species caught were *Boops boops, Scomber* spp., *Oblada melanura.*
- The monofilament gillnet: it is made up of one transparent wall of netting whose and has a length of 1000-1200. The target species are *Spicara maena* and *Spicara smaris* during the spawning aggregation in the shallow coast.
- The bottom longline: it consists of a main line, long average from 800 to 2000 m supporting a variable number of hooks (400-800). The main target species are Sparidae.

The list of species caught by artisanal fishermen includes 62 taxa, of which 90% are fishes, 5% are decapod crustaceans and 5% are cephalopods.

The most frequent catches, by trammel net, combined trammel-gill net and monofilament gillnet considered together are resulted *Scorpaena* spp. (15*%), Sepia officinalis* (8%), *Boops boops* (6.2%). On the contrary, the most frequent catches by bottom longline are *Diplodus* spp. (26%), *Diplodus vulgaris* (13%), *Pagrus pagrus* (12%), *Pagellus acarne* (11%) (Tab. 1).

The analysis of data has allowed to give a preliminary description of the fleet structure and of the captured species and their frequency in the catches. The catch composition is characterised by a few dominant species especially per trammel net, combined trammel-gill net and monofilament gillnet; while the bottom longline shows an high dominance of Sparidae family.

**Acknowledgements**

The authors wish to thank Dr. G. Bono, Mr. P. Rizzo, the fishermen of the San Giuseppe, Trapani pesca and Mediterranea Pesca cooperatives and the interviewers for their active collaboration.

**References**

BERTOLINO F., LOMBARDO S., ASARO E., LA SCALA P., SANTULLI A. (2002) - Monitoraggio della piccola pesca nella Riserva Naturale Marina delle Isole Egadi (Trapani, Sicilia Occidentale). *Biol. Mar. Medit.,* **9**: 665-668.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 60-64

E. Cellini

Area Marina Protetta "Capo Rizzuto", Ente Gestore Provincia di Crotone
Piazza Uccialì, Fraz. Le Castella – 88841 Isola di Capo Rizzuto, Crotone, Italia.

# OSSERVAZIONI SULLA PICCOLA PESCA NELL'AREA MARINA PROTETTA "CAPO RIZZUTO"

## *STUDY ON THE ARTISANAL FISHERY IN THE MARINE RESERVE "CAPO RIZZUTO"*

***Abstract***

*This work analyses the social and management aspects of the artisanal fishery in the Marine Reserve "Capo Rizzuto", beginning from the composition of the fleet, the number of the workers and analyses of the catches.*

***Key-words**: marine parks, artisanal fishing.*

## Introduzione

L'A.M.P. "Capo Rizzuto", istituita con Decreto Interministeriale il 27.12.1991, copre uno specchio acqueo di circa 13.500 ettari con fondali caratterizzati da un importante patrimonio naturalistico, 36 Km di costa con otto promontori tutti di elevato interesse storico ed archeologico (Fig. 1).

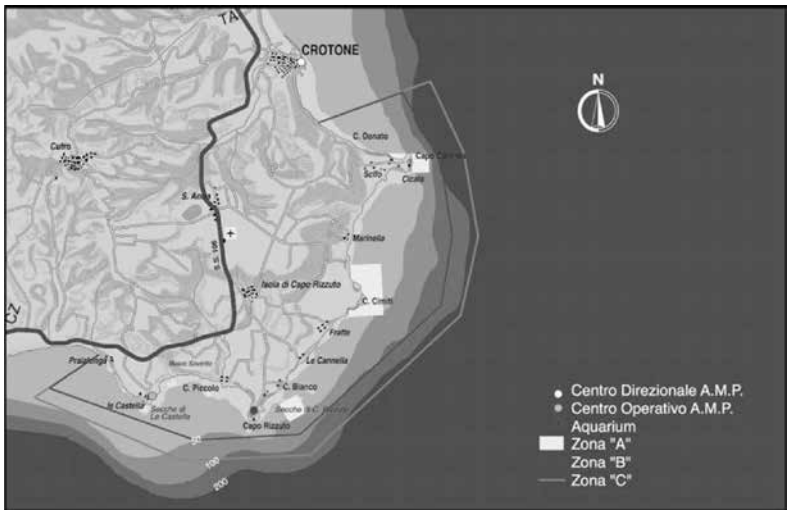



Fig. 1 - Area Marina Protetta "Capo Rizzuto".
*Marine Reserve "Capo Rizzuto".*

Il territorio dell'area marina protetta è diviso nelle tre classiche zone di protezione (integrale, generale e parziale) da cui ne derivano una serie di sub-sistemi sottoposti a vincoli diversi. Il diverso grado di protezione e di fruibilità dei sub-sistemi stessi offre l'opportunità di espletare tutta una serie di attività compatibili.

Scopo di tale studio è stato quello di descrivere le caratteristiche tecniche della flotta che insiste sull'area protetta, al fine di favorire un utilizzo delle risorse alieutiche più consapevole e meno distruttivo (Lentini e Romeo, 2000).

E' stata focalizzata l'attenzione sulle esigenze degli addetti alla pesca e sulle condizioni socio-economiche locali, con lo scopo di poter avviare un processo di corretta gestione dell'area marina protetta, principalmente proteso alla tutela delle risorse (Romeo *et al.,* 2002).

Negli ultimi cinque anni l'Ente Gestore dell'A.M.P. "Capo Rizzuto" ha realizzato importanti strutture e avviato programmi di studio e ricerca sull'ecosistema marino dell'area.

I primi risultati di questa gestione confermano un uso turistico ricreativo ed educativo culturale della A.M.P., testimoniato tra l'altro da incoraggianti segnali di sviluppo dell'economia locale (Cellini, 2002).

In questo contesto la locale marineria sta modificando il suo ruolo di attività marginale con un'economia di sussistenza acquisendo maggiore valenza attraverso nuove opportunità lavorative nei settori di pesca turismo, ittiturismo, escursionismo subacqueo, promozione di marchi di qualità e rivalutazione dei prodotti ittici tipici locali.

## Materiali e metodi

Il presente studio è stato effettuato nel corso dell'intero 2002, ed ha preso in esame le principali caratteristiche tecniche delle imbarcazioni; dalla raccolta di dati ufficiali dai registri circondariali marittimi ed attraverso interviste dirette a pescatori e cooperative, svolte con frequenza stagionale, sono state reperite informazioni sulla flottiglia, sulle tipologie degli attrezzi da pesca, la loro distribuzione per area di pesca e sull'andamento delle catture.

Sono state condotte indagini sugli aspetti sociali che caratterizzano le marinerie, in particolare riguardo al grado di scolarizzazione degli addetti.

## Risultati e conclusioni

Dall'indagine effettuata, è emerso che il maggior numero di licenze vengono rilasciate per reti da posta e palangaro; seguono nell'ordine lo strascico, le reti a circuizione, le lenze, la sciabica e la ferrettara (Tab. 1). Il numero di imbarcazioni, presenti nei comuni che rientrano nell'area marina protetta "Capo Rizzuto", è in totale 71 di cui il 52% a Crotone ed il 48% a Isola di Capo Rizzuto – Le Castella. Si evidenzia, inoltre, che spesso le imbarcazioni sono dotate di licenze multiple.

Tab. 1 - Distribuzione delle licenze da pesca.
*Distribution of fishing licences.*

| SISTEMI DI PESCA | CROTONE | ISOLA CAPO RIZZUTO LE CASTELLA |
|---|---|---|
| Reti da posta | 27 | 29 |
| Palangaro | 28 | 28 |
| Lenze | 5 | 8 |
| Circuizione | 4 | 10 |
| Sciabica | 2 | 2 |
| Ferrettara | 1 | 1 |
| Strascico | 13 | 5 |

Tab. 2 – Caratteristiche tecniche delle imbarcazioni.
*Characteristics of fishing boat.*

| N° Barche | Anno | | LFT | | TSL | | Hp | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | < 1990 | > 1990 | < 10 | > 10 | <10 | >10 | < 50 | > 50 | removeliche |
| 71 | 58 | 13 | 37 | 34 | 61 | 10 | 25 | 40 | 6 |

In Tab. 2 sono riportate le caratteristiche delle imbarcazioni riferite a potenza motore (HP), tonnellata stazza lorda (TSL), lunghezza fuori tutta (LFT) ed anno di costruzione. In particolare la totalità delle unità da pesca operanti sono, per caratteristiche, così suddivise: 10 motopescherecci (unità a motore superiori a 10 TSL), 61 motobarche (unità a motore inferiori a 10 TSL) e 6 barche a remi.

Da evidenziare il basso tasso di ringiovanimento della flotta con solo il 18% di imbarcazioni costruite nell'ultimo decennio.

Il numero totale dei pescatori imbarcati sulle unità da pesca di Crotone ed Isola di Capo Rizzuto–Le Castella, in considerazione del fatto che la tabella minima d'armamento delle unità è di due imbarcati, è di circa 170 suddivisi nelle varie qualifiche di bordo.

Nella Tab. 3 viene riportata la scolarizzazione della categoria. Da questi dati emerge che l'11%, rappresentato da 18 addetti, possiede un diploma di scuola media superiore, il 25% con 43 pescatori, possiede un diploma di scuola media inferiore, il 42% con 71 individui, possiede una licenza di scuola elementare e solo il 22% con 38 pescatori non possiede nessuna scolarizzazione; quest'ultimo dato è attribuibile alla quasi totalità dei pescatori più anziani. Al contrario, il dato interessante è che il rimanente 78% possiede una scolarità di base risultando, pertanto, in grado di cogliere le occasioni di sviluppo proposte dall'Ente Gestore dell'area protetta.

Tab. 3 – Scolarizzazione dei pescatori.
*Tuition grade of fishermen.*

| LOCALITA' | ISTRUZIONE | | | |
|---|---|---|---|---|
| | nessuna | elementare | media | diploma |
| CROTONE | 20% | 35% | 30% | 15% |
| ISOLA C. R. LE CASTELLA | 25% | 50% | 20% | 5% |

Il dato sulle catture totali dei prodotti ittici riferite all'anno 2002 è desunto dalle statistiche in possesso all'Ufficio Circondariale Marittimo di Crotone e da interviste agli addetti, quindi soggetto a probabili dichiarazioni mendaci; questo comunque consente di avere un'idea sulla composizione delle catture globali.

Le catture più abbondanti sono costituite da acciughe (*Engraulis encrasicolus*), polpi (*Octopus vulgaris*), sardine (*Sardina pilchardus*), sugarelli (*Trachurus* sp.) e naselli (*Merluccius merluccius*); seguono le catture di triglie (*Mullus* sp.), seppie (*Sepia* sp.) e calamari (*Loligo vulgaris*), mentre valori più bassi sono stati riscontrati per rana pescatrice (*Lophius* sp.), cefali (*Mugil* sp.), scorfani (*Scorpena scrofa*) e

sogliole (*Solea vulgaris*) (Tab. 4).

Impossibile estrapolare il dato ufficiale sulle catture nell'area marina protetta in quanto le interviste anonime rendono completamente inattendibili i quantitativi pescati.

Tab. 4 – Stima delle catture totali per anno (Crotone 2002).
*Annual total catches valuation (Crotone 2002).*

| Specie | Peso (Kg)/anno |
|---|---|
| *Merluccius merluccius* | 84.000 |
| *Lophius* sp. | 13.000 |
| *Boops boops* | 36.000 |
| *Mullus* sp. | 60.000 |
| *Mugil* sp. | 18.000 |
| *Solea vulgaris* | 6.000 |
| *Scorpaena scrofa* | 10.000 |
| *Sardina pilchardus* | 96.000 |
| *Engraulis encrasicolus* | 120.000 |
| *Scomber* sp. | 35.000 |
| *Trachurus* sp. | 84.000 |
| *Nephrops norvegicus* | 13.000 |
| *Parapeneus longirostris* | 32.000 |
| *Aristaeomorpha foliacea* | 30.000 |
| *Loligo vulgaris* | 48.000 |
| *Octopus vulgaris* | 108.000 |
| *Sepia* sp. | 50.000 |
| Altri pesci | 380.000 |
| Altri molluschi | 24.000 |

Alla luce dei dati presentati in questo studio, si evince che la marineria locale risulta ben rappresentata, sia numericamente che per tipologie di pesca e composizione delle catture.

Dall'istituzione dell'area marina protetta numerosi sono stati i benefici di cui hanno usufruito gli addetti al settore pesca; tra le iniziative figurano progetti di pulizia dei fondali, pescaturismo, supporto alle attività di ricerca, valorizzazione dei prodotti ittici locali, partecipando in prima persona alle attività gestionali. Tale scenario non ha però ancora determinato una significativa riduzione della pressione di pesca sull'area.

Così come riportato in altri studi effettuati presso altre aree marine protette rimane confermata la difficile convivenza tra il mondo della pesca e le finalità istitutive dell'area protetta. Le marinerie locali, pur riconoscendo l'importanza dell'A.M.P., continuano a manifestare un atteggiamento di diffidenza a ed a volte di ostilità; è auspicabile, per il superamento di tali criticità, uno sforzo cooperativistico, organizzativo e progettuale.

**Ringraziamenti**

L'Ente Gestore dell'Area Marina Protetta "Capo Rizzuto" e l'Autore desiderano ringraziare il personale della Capitaneria di Porto di Crotone per la collaborazione e la disponibilità dimostrata.

**Bibliografia**

CELLINI E. (2002) – Primi risultati del marketing strategico nell'area marina protetta "Capo Rizzuto". *Atti XV Congresso Internaz. dell'Ord. Naz. Biol.,* Croazia, 3-5 ottobre, in press.

LENTINI F., ROMEO T. (2000) – Osservazioni sulla piccola pesca nelle Isole Eolie. *Biol. Mar. Medit.*, **7** (1): 765-769.

ROMEO T., FLORIO G., SIMIOLI A., GRECO S. (2002) – Indagine sulla riserva marina di "Punta Campanella". *Biol. Mar. Medit.*, **9** (1): 696-698.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 65-69

I. Corsi, S. Bonacci, R. Chiea, C. Farchi*, C. Della Torre*, E. Amato*, S. Focardi

Department of Environmental Sciences "G. Sarfatti", University of Siena, Via Mattioli, 4 - 53100 Siena, Italia.
*Central Institute for Scientific and Technological Research Applied to the Sea - ICRAM,
Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.

# APPLICATION OF A MULTIMARKERS APPROACH FOR THE ASSESSMENT OF TNT-EXPOSURE IN FISH: A CASE STUDY IN THE TREMITI ISLANDS MARINE PROTECTED AREA

## *APPLICAZIONE DI UN APPROCCIO MULTIMARKERS PER IL MONITORAGGIO DELL' ESPOSIZIONE A TNT IN ESEMPLARI ITTICI: STUDIO NELL'AREA MARINA PROTETTA DELLE ISOLE TREMITI*

***Abstract***

*Specimens of European conger (*Conger conger *L. 1758) were sampled in June 2000, 2001 and 2002 from a known TNT-impacted area close to Pianosa Island and compared to a not impacted-one close to San Domino (Tremiti Island). Environmental exposure to TNT in aquatic organisms was assessed by measuring four enzymatic responses widely used in pollution monitoring: 7-ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD), benzo[a]pyrene-monooxygenase (B[a]PMO), NADH-ferricyanide reductase (NADH-ferryred) and Cholinesterase activity in microsomal liver fraction and in muscle gills and brain respectively.*

***Key-words:*** *explosives, biomarkers, cytochrome P450, cholinesterase inhibitors,* Conger conger.

## Introduction

Marine ecosystems are increasingly threatened by hazard pollution of a vast number of xenobiotic chemicals. Cellular responses to stress known as biomarkers are widely used for the assessment of marine environmental quality but data concerning their application in marine protected areas are rather fragmentary and studies are urgently needed. The Tremiti Islands Marine Protected Area (Adriatic Sea, Italy) comprises four principal islands: Pianosa, San Domino, Caprara and San Nicola. The soundings of the Pianosa Island have been contaminated with a large number of 2,4,6-trinitrotoluene (TNT)-containing bombs that date back to the Second World War. The main aims of the present study, performed in the framework of the ACAB II program, were: 1) to apply a multi-markers approach in the sentinel fish species *Conger conger* as a suitable bioindicator species for monitoring TNT-exposure in the area 2) to identify suitable biomarkers for monitoring TNT-exposure in aquatic organisms.

## Materials and methods

Specimens of *C. conger* were sampled in June 2001 and 2002 from a known TNT-impacted area close to Pianosa Island and compared to a not impacted-one close to San Domino Island. Four well-established enzymatic responses currently used in pollution monitoring and assessment were selected: liver microsomal 7-ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD), benzo[a]pyrene-monooxygenase (B[a]PMO) and NADH-ferricyanide reductase (NADH-ferrired) activities according to methods of Burke and Mayer (1974), Kurelec *et al*. (1977) and Livingstone and Farrar (1984). Cholinesterases activity were assayed in brain, gills and muscle crude homogenates using Acetyl-

tiocholine (ASCh) as substrate and according to the method of Ellman *et al*. (1961). Total protein concentration was determined according to Bradford (1976). All assays were carried out in duplicate and results expressed as mean ± standard deviation. Statistical analyses were carried out using Statistica 5.1 software (StatSoft, USA). Significant differences between enzymatic values were assessed using the non-parametric Student's *t*-test throughout the data and results were considered as statistically significant at $p<0.05$.

## Results

Significant higher EROD activities were observed in samples from the TNT-impacted site in Pianosa Island while lower levels were observed in both 2001 and 2002 in the reference site of Tremiti Islands (Fig. 1 and Tab. 1). An opposite trend was observed for B[*a*]PMO activities which resulted lower in the TNT-impacted area compared to reference site (Fig. 1 and Tab. 1). ChE activity versus ASCh substrate in *C. conger* (L., 1758) tissues followed the same trend observed in other fish species: brain > muscle > gills (Mineau, 1991). As well as EROD, ChE (Fig. 2 and Tab. 2) activity assayed in fish brain and muscle were significantly lower in fish from the TNT-impacted site in Pianosa Island in both 2001 and 2002 compared to those measured in fish from the reference site. No differences were observed among sites in both ChE activity assayed in gills and NADH-ferryred activities in liver microsomes (Fig. 1 and Tab. 1).

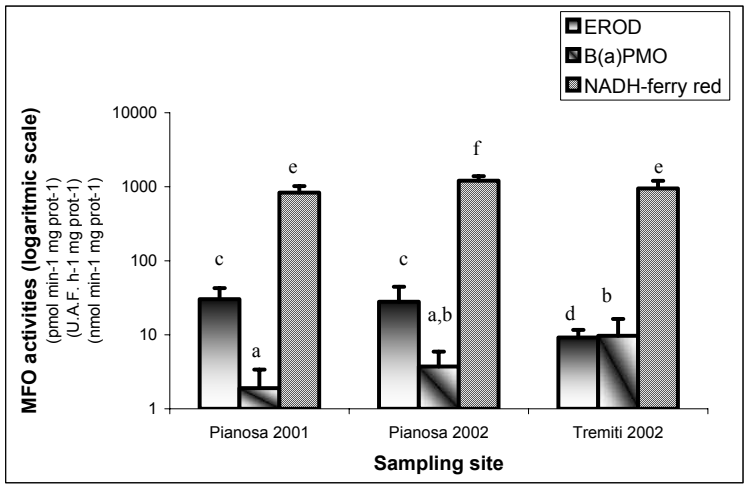



Fig. 1 - Liver EROD (pmol $min^{-1}$ mg $prot^{-1}$), BaPMO (U.F. $h^{-1}$ mg $prot^{-1}$) and NADH-ferry red (nmol $min^{-1}$ mg $prot^{-1}$) activities of *C. conger* sampled in June 2001 and 2002 from the Tremiti Islands Marine Protected Area (Adriatic Sea, Italy). With regard to each enzymatic activity, values that do not share at least one letter are significantly different ($p<0.05$).

*Attività epatiche EROD (pmol $min^{-1}$ mg $prot^{-1}$), BaPMO (U.F. $h^{-1}$ mg $prot^{-1}$) e NADH-ferry red (nmol $min^{-1}$ mg $prot^{-1}$) in esemplari di* C. conger *campionati nel giugno 2001 e 2002 Nell'Area Marina Protetta delle isole Tremiti (Mare Adriatico, Italia). Relativamente ad ogni singola attività enzimatica, i valori che non condividono almeno una lettera sono fra loro significativamente differenti ($p<0.05$).*

Tab. 1 - Liver EROD (pmol min$^{-1}$ mg prot$^{-1}$), BaPMO (U.F. h$^{-1}$ mg prot$^{-1}$) and NADH-ferry red (nmol min$^{-1}$ mg prot$^{-1}$) activities of *C. conger* sampled in June 2001 and 2002 from the Tremiti Islands Marine Protected Area (Adriatic Sea, Italy). Values are expressed as mean ± standard deviation (6<n<10). With regard to each enzymatic activity, values that do not share at least one letter are significantly different ($p$<0.05).

*Attività epatiche EROD (pmol min$^{-1}$ mg prot$^{-1}$), BaPMO (U.F. h$^{-1}$ mg prot$^{-1}$) e NADH-ferry red (nmol min$^{-1}$ mg prot$^{-1}$) in esemplari di* C. conger *campionati nel giugno 2001 e 2002 nell'Area Marina Protetta delle isole Tremiti (Mare Adriatico, Italia). Ogni valore rappresenta la media ± deviazione standard di 6<n<10 campioni. Relativamente ad ogni singola attività enzimatica, i valori che non condividono almeno una lettera sono fra loro significativamente differenti (p<0.05).*

| Sampling site | MFO activity | | |
|---|---|---|---|
| | EROD | BaPMO | NADH-ferry red |
| Pianosa 2001 | 30.3 ± 12.4 [c] | 1.90 ± 1.49 [a] | 832.4 ± 189.7 [e] |
| Pianosa 2002 | 27.9 ± 16.7 [c] | 3.72 ± 2.19 [ab] | 1207.4 ± 183.3 [f] |
| Tremiti 2002 | 9.2 ± 2.45 [d] | 9.96 ± 6.68 [b] | 947.3 ± 256.6 [e] |

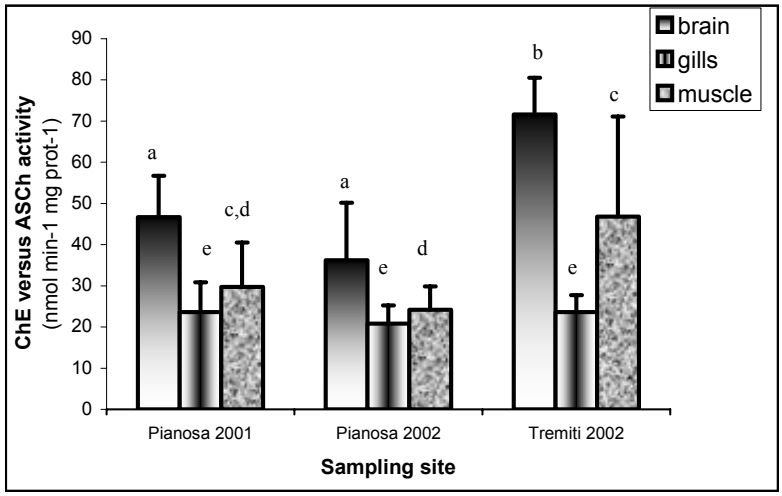



Fig. 2 - ChE activity versus ASCh (nmol min$^{-1}$ mg prot$^{-1}$) in different tissues of *C. conger* sampled in June 2001 and 2002 from the Tremiti Islands Marine Protected Area (Adriatic Sea, Italy). With regard to each tissue, values that do not share at least one letter are significantly different ($p$<0.05).

*Attività ChE versus ASCh (nmol min$^{-1}$ mg prot$^{-1}$), in vari tessuti di esemplari di* C. conger *campionati nel giugno 2001 e 2002 nell'Area Marina Protetta delle isole Tremiti (Mare Adriatico, Italia). Relativamente ad ogni singolo tessuto analizzato, i valori che non condividono almeno una lettera sono fra loro significativamente differenti (p<0.05).*

Tab. 2 - ChE activity versus ASCh (nmol $min^{-1}$ mg $prot^{-1}$) in different tissues of *C. conger* sampled in June 2001 and 2002 from the Tremiti Islands Marine Protected Area (Adriatic Sea, Italy). Values are expressed as mean ± standard deviation (6<n<10). With regard to each enzymatic activity. With regard to each tissue, values that do not share at least one letter are significantly different ($p<0.05$).

*Attività ChE versus ASCh (nmol $min^{-1}$ mg $prot^{-1}$), in vari tessuti di esemplari di* C. conger *campionati nel giugno 2001 e 2002 nell'Area Marina Protetta delle isole Tremiti (Mare Adriatico, Italia). Ogni valore rappresenta la media ± deviazione standard di 6<n<10 campioni. Relativamente ad ogni singola tessuto analizzato, i valori che non condividono almeno una lettera sono fra loro significativamente differenti (p<0.05).*

| Sampling site | Tissue | | |
|---|---|---|---|
| | brain | gills | muscle |
| Pianosa 2001 | 46.7 ± 10.0 [a] | 23.6 ± 7.23 [e] | 29.7 ± 10.8 [cd] |
| Pianosa 2002 | 36.2 ± 14.0 [a] | 20.8 ± 4.45 [e] | 24.2 ± 5.64 [d] |
| Tremiti 2002 | 71.6 ± 8.94 [b] | 23.6 ± 4.15 [e] | 46.8 ± 24.3 [c] |

## Conclusions

The observed lower AChE activities in specimens from the TNT-impacted site of Pianosa Island compared to the reference site of the Tremiti seems to confirm a source of neurotoxic compounds (like TNT) in that area able to affect nerve impulse transmission in fishes as already reported for other organisms (Dilley *et al*., 1982; Levine *et al*., 1984; Levine *et al.,* 1990).

The higher EROD activities also observed in specimens from the TNT-impacted site suggested a potential biotransformation pathways for TNT involving P450 enzymes which has been already suggested in other studies (Zitting *et al.,* 1982; Leung *et al*., 1995; Johnson *et al.,* 2000). Further studies are needed to gain a deeper knowledge about the effects of TNT in such zones and the sensitivity of the used biomarkers in *C. conger* as a suitable tools for monitoring TNT exposure and effects on aquatic fauna.

The metabolic alterations registered within *C. conger* collected from the TNT-impacted site should be considered as a clear sign of exposition chemicals which are able to affect not only nerve impulse transmission but also detoxification pathways. However, the lack of data concerning the presence of TNT or its biodegradation products within the tissues of specimen collected from the TNT-impacted site stresses the need of further information to address to this chemical the observed effects in *C. conger*.

The current research has made available first data on P450 enzyme activities and ChE on *C. conger* and first observations on those enzyme responses in fish from a TNT-impacted site (Pianosa Island).

**Acknowledgements**

The present study was performed in the framework of the ACAB program (Armi Chimiche Affondate e Benthos) supported by CoNISMa (Consorzio Interuniversitario per le Scienze del Mare).

**References**

BRADFORD M.M. (1976) - A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye-binding. *Annals Biochem*., **72**: 248-254.

BURKE M.D., MAYER R.T. (1974) - Ethoxyresorufin direct fluorimetric assay of a microsomal *O*-dealkylation which is preferentially inducible by 3-methylcholanthrene. *The American Society for Pharmacology and Experimental Therapeutics,* **6** (2): 583-588.

DILLEY J.V., TYSON C.A., SPANGGORD R.J. (1982) – Short-term oral toxicity of 2,4,6-trinitrotoluene in mice, rats, and dogs. *J. Toxicol. Environ. Health*, **9** (4): 565-585.

ELLMAN G.L., COURTNEY K.O., ANDERS J.R., FEATHERSTONE R.M. (1961) - A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochemical Pharmacology,* **7**: 88-95.

KURELEC B., BRITVIC S., RIJAVEC M., MÜLLER W.E.G., ZAHN R.K. (1977) - Benzo(a)pyrene Monooxygenase Induction in Marine Fish – Molecular Response to Oil Pollution. *Mar. Biol.,* **44**: 211-216.

JOHNSON M.S., VODELA J.K., REDDY G., HOLLADAY S.D. (2000) – Fate and the Biochemical Effects of 2,4,6-Trinitrotoluene Exposure to Tiger Salamanders (*Ambystoma tigrinum*). *Ecotoxicol. and Environ. Saf.*, **46**: 186-191.

LEUNG K.H., YAO M., STEARNS R., CHIU S.-H.L. (1995) – Mechanism of bioactivation and covalent binding of 2,4,6 – trinitrotoluene. *Chemico-Biological Interactions*, **97**: 37-51.

LEVINE B.S., FUREDI E.M., GORDON D.E. (1984). Subchronic toxicity of trinitrotoluene in Fisher 344 rats. *Toxicology,* **32** (3): 253-265.

LEVINE B.S., RUST H.J., BARKLEY J.J. (1990). Six month oral toxicity study of trinitrotoluene in beagle dogs. *Toxicology*, **63** (2): 233-244.

LIVINGSTONE D.R., FARRAR S.V. (1984) - Tissue and subcellular distribution of enzyme activities of mixed-function oxygenase and benzo[*a*]pyrene metabolism in the common mussel *Mytilus edulis* L. *The Science of the Total Environment*, **39**: 209-235.

MINEAU P. (1991) - Cholinesterase-inhibiting insecticides. Their impact on wildlife and the environment. Elsevier. *Chemicals in Agriculture,* **2**: 349 pp.

ZITTING A., SZUMANSKA G., NICKELS J., SAVOLAINEN H. (1982) – Acute Toxic Effects of Trinitrotoluene on Rat Brain, Liver and Kidney: Role of Radical Production. *Arch. Toxicol.*, **51**: 53-64.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 70-72

F. Fiorentino, C. Vassallo, F. Massari*

Istituto di Ricerche sulle Risorse Marine e l'Ambiente (IRMA), Sezione di IAMC–CNR,
Via L. Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo, Trapani, Italia.
*G.R.O. SUB Catania, Viale Africa, 186 - 95129 Catania, Italia.

# PRELIMINARY LIST OF FISH OFF THE COAST BETWEEN ISOLA DELLE FEMMINE AND PUNTA BARCARELLO (NORTH-WESTERN SICILY) ACCORDING TO UNDERWATER PHOTOS

## *LISTA PRELIMINARE DEI PESCI DELLA COSTA TRA ISOLA DELLE FEMMINE E PUNTA BARCARELLO (SICILIA NORD-OCCIDENTALE) SULLA BASE DI FOTOGRAFIE SUBACQUEE*

***Abstract***

*The list of coastal fish in a high naturalistic value area, sited between Isola delle Femmine and Punta Barcarello (north-western Sicily), is reported. Information was collected during competitions of underwater photo-hunting. At least 77 species of bony fish were identified, being Labridae, Blennidae and Sparidae the most represented families. Amongst the photographed species, it is worth noting the presence of* Parablennius pilicornis *(Cuvier, 1829),* Scartella cristata *(Linnaeus, 1758),* Scorpanea maderensis *(Valenciennes, 1833) and* Sparisoma cretense *(Linnaeus, 1758).*

***Key-words:*** *fish list, underwater photography, marine reserves, North Western Sicily, Mediterranean.*

## Introduction

Fish populations are a main component of sea landscape, attractants for divers and tourists in general, health's indicators of marine environment, a resource for sustainable fishing. The inventory of the fish species inhabiting marine areas is a prerequisite for any management activity. The existence of contests of underwater photo-hunting, in which compete very expert photographers, represents a good occasion to report the presence of fish species in coastal areas of high naturalistic value. The underwater photo-hunting aimed to take high quality photos of the highest number of species is possible. This drives athletes to photograph also the cryptic species which are not easily seen during the usual underwater observations.

The availability of underwater pictures shot during two Italian contests of photo-hunting, organized by the Italian Federation of underwater sports (FIPSAS), allowed preparing a preliminary list of the fish inhabiting the coastal zone off Isola delle Femmine and Punta Barcarello (north-western Sicily), which is planned to became a Marine Protected Area.

## Materials and methods

The contests occurred in September 29$^{th}$ and 30$^{th}$ 1997 and October 3$^{rd}$ and 4$^{th}$ 2000, both allowing snorkeling (14 and 13 participants, respectively) and scuba diving (14 and 15 participants). All participants were well trained divers and photographers. During the contest, they explored the coastal waters up to about 40 m depth. No more than 36 slides could be taken by each athlet and only one slide for each species was permitted. The correct taxonomic identification of the photographed specimens was ascertained by one of the authors within the jury.

Tab. 1 - Fish species photographed during the two Italian contests of underwater photo-hunting (1997 and 2000), organized by the Italian Federation of the underwater sports (FIPSAS), off Isola delle Femmine – Punta Barcarello (Palermo; north-western Sicily).

*Specie di pesci fotografate durante i due campionati italiani di cacciafotosub organizzati nel 1997 e nel 2000 dalla FIPSAS presso Isola delle Femmine-Punta Barcarello (Palermo; Sicilia nord-occidentale).*

| Family | Taxon | Family | Taxon |
|---|---|---|---|
| Apogonidae | *Apogon imberbis* (Linnaeus, 1758) | Labridae | *Symphodus rostratus* (Bloch, 1797) |
| Ammodytidae | *Gymnammodytes cicerellus* (Rafinesque, 1810) | | *Thalassoma pavo* (Linnaeus, 1758) |
| Atherinidae | *Atherina boyeri* (Risso, 1810) | | *Xyrichthys novacula* (Linnaeus, 1758) |
| Belonidae | *Belone belone* (Linnaeus, 1761) | Moronidae | *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) |
| Blennidae | *Aidablennius sphinx* (Valenciennes, 1863) | | *Dicentrarchus punctatus* (Bloch, 1792) |
| | *Coryphoblennius galerita* (Linnaeus, 1758) | Mugilidae | Mugilidae not identified |
| | *Lipophrys canevai* (Vinciguerra, 1880) | | *Oedalechilus labeo* (Cuvier, 1829) |
| | *Lipophrys pavo* (Risso, 1810) | Mullidae | *Mullus barbatus Linnaeus, 1758* |
| | *Lipophrys nigriceps* (Vinciguerra, 1883) | | *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758 |
| | *Lipophrys trigloides* (Valenciennes, 1836) | Muraenidae | *Muraena helena* (Linnaeus, 1758) |
| | *Parablennius gattoruggine* (Brunnich, 1768) | Pomacentridae | *Chromis chromis* (Linnaeus, 1758) |
| | *Parablennius incognitus* (Bath, 1968) | Scaridae | *Sparisoma cretense* (Linnaeus, 1758) |
| | *Parablennius pilicornis* (Cuvier, 1829) | Sciaenidae | *Sciaena umbra* (Linnaeus, 1758) |
| | *Parablennius rouxi* (Cocco 1833) | Scorpaenidae | *Scorpaena maderensis* (Valenciennes, 1833) |
| | *Parablennius sanguinolentus* (Pallas, 1811) | | *Scorpaena notata* (Rafinesque, 1810) |
| | *Parablennius zvonimiri* (Kolombatovic, 1892) | | *Scorpaena porcus* (Linnaeus, 1758) |
| | *Scartella cristata* (Linnaeus, 1758) | | *Scorpaena scrofa* (Linnaeus, 1758) |
| Bothidae | *Bothus podas* (Delaroche, 1809) | Serranidae | *Epinephelus aeneus* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817) |
| Carangidae | *Seriola dumerilii (Risso, 1810)* | | *Ephinephelus alessandrinus* (Valenciennes, 1828) |
| | *Trachinotus ovatus* (Linneaus, 1758) | | *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) |
| | *Trachurus* sp. Rafinesque, 1810 | | *Mycteroperca rubra* (Bloch, 1793) |
| Centracanthidae | *Spicara maena (Linnaeus, 1758)* | | *Serranus cabrilla* Linneaus, 1785) |
| | *Spicara smaris (Linnaeus, 1758)* | | *Serranus scriba* (Linneaus, 1758) |
| Clinidae | *Clinitrachus argentatus (Risso, 1810)* | Soleidae | Soleidae not identified |
| Congridae | *Conger conger (Linnaeus, 1758)* | Sparidae | *Boops boops* (Linnaeus, 1758) |
| Gobiidae | *Gobius bucchichii* Steindachner, 1870 | | *Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758) |
| | *Gobius cobitis* Pallas, 1811 | | *Diplodus puntazzo* (Cetti, 1777) |
| | *Gobius cruentatus* Gmelin, 1789 | | *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758) |
| | *Gobius geniporus* (Valenciennes, 1837) | | *Diplodus vulgaris* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817) |
| | *Gobius paganellus* (Linnaeus, 1758) | | *Lithognatus mormyrus* (Linneaus, 1758) |
| | *Pomatoschistus* sp. Gill 1864 | | *Oblada melanura* (Linnaeus, 1758) |
| Labridae | *Coris julis* (Linnaeus, 1758) | | *Pagellus* sp. Valenciennes, 1830 |
| | *Labrus merula* (Linnaeus, 1758) | | *Pagellus acarne* (Risso, 1826) |
| | *Labrus viridis* (Linnaeus, 1758) | | *Sarpa salpa* (Linnaeus, 1758) |
| | *Symphodus cinereus* (Bonnaterre, 1788) | | *Spondyliosoma cantharus* (Linnaeus, 1758) |
| | *Symphodus doderleini* (Jordan, 1891) | Synodontidae | *Synodus saurus* (Linnaeus, 1758) |
| | *Symphodus mediterraneus* (Linnaeus, 1758) | Sygnathidae | *Syngnathus* sp. Linnaeus, 1758 |
| | *Symphodus melanocercus* (Risso, 1810) | | *Syngnathus typhle* (Linnaeus, 1758) |
| | *Symphodus ocellatus* (Forsskall, 1775) | Tripterygiidae | *Tripterygion melanurus minor* (Guichenot, 1845) |
| | *Symphodus tinca* (Linnaeus, 1758) | | *Tripterygion tripteronotus* (Risso, 1810) |
| | *Symphodus roissali* (Risso, 1810) | | |

## Results

At least 77 species of bony fish, belonging to 26 families, were identified, being Labridae (13 species), Blenniidae (13) and Sparidae (11) the most represented. Amongst the photographed species it is worth noting the presence of *Parablennius pilicornis* (Cuvier, 1829), *Scartella cristata* (Linnaeus, 1758), *Scorpanea maderensis* (Valenciennes, 1833) and *Sparisoma cretense* (Linnaeus, 1758) (Tab. 1).

## Conclusions

Although our results cannot be compared with quantitative studies (Vacchi & La Mesa, 1999), the inventory of fish in the area appears rich in terms of species. The "not destructive" approach we proposed may be useful to quickly compile the list of relevant species in areas of high naturalistic value. In the investigated area, the presence of *Parablennius pilicornis*, typical of the Atlantic and western Mediterranean, is remarkable since this species was reported only twice in the Italian waters: in the Gulf of Palermo (Catalano *et al*., 1985) and in the Gulf of Genoa (Balma *et al*., 1989). *Sparisoma cretense*, found for the first time in the area, was not found in 1997, while 13 photos were presented during the 2000 competition. Our finding is a further element showing the process of north-westerly expansion of the parrotfish's bio-geographical area in the Mediterranean (La Mesa & Vacchi, 1999; Guidetti & Boero, 2001; Dulcic & Pallaoro, 2001). Finally it is interesting the presence of the thermophilic species *Scorpaena maderensis*, already reported for the Ustica Island (La Mesa & Vacchi, 1999) and *Scartella cristata*, that is expanding its geographical distribution in the western Mediterranean (Nieder *et al*., 2000).

**Acknowledgements**

Many thanks to the head of diving activities of FIPSAS, Prof. A. Azzali, who provided the authorisation to use data. Further acknowledgements to G. Lanza and C. Veccia and all to the athletes whose enthusiastic effort made possible collecting photos.

**References**

BALMA G.A.C., BATH H., DELMASTRO G.B. (1989) - A new record of *Parablennius pilicornis* (Cuvier, 1829) from the Italian seas (Osteichthyes: Blennidae). *Nova Thalassia*, **10**: 99–102.

CATALANO E., VITTURI R., ZAVA B., MACALUSO M. (1985) – Ritrovamento di *Parablennius pilicornis* (Cuvier, 1829) nelle acque italiane e suo cariotipo (Pisces blenniidae) *Atti Soc. ital. Sci. Nat. Museo Civ. Stor. Nat. Milano*, **126** (3-4): 155-164.

DULCIC J., PALLAORO A. (2001) - Some new data on *Xyrichthys novacula* (Linnaeus, 1758) and *Sparisoma (Euscarus) cretense* (Linnaeus, 1758) from the eastern Adriatic. *Annales*, **11** (1): 35-42.

GUIDETTI P., BOERO F. (2001) - Occurrence of the Mediterranean parrotfish *Sparisoma cretense* (Perciformes: Scaridae) in south-eastern Apulia (south-east Italy). *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **81** (4): 717-718.

LA MESA G., VACCHI M. (1999) - An analysis of the coastal fish assemblage of the Ustica island marine reserve (Mediterranean Sea). *Marine Ecology,* **20** (2): 147-165.

NIEDER J., LA MESA G., VACCHI M. (2000) - Blenniidae along the italian coasts of the Ligurian and the Tyrrhenian Sea: community structure and new records of *Scartella cristata. Cybium,* **24** (4): 359-369.

VACCHI M., LA MESA G. (1999) - Fish visual census in Italian Marine Protected areas: experiences and perspectives. *Naturalista sicil*., **23** (Suppl.): 105-121.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 73-75

S. Gambaccini, F. Romano*, A. Vannucci, S. De Ranieri*

Aplysia p.s.c.r.l., Via delle Viole, 1 - 57124 Livorno, Italia.
silvia@discat.unipi.it
*C.I.B.M., Livorno, Italia.

# DIVERSITÀ SPECIFICA DI POPOLAMENTI ITTICI IN DUE AREE MARINE PROTETTE DELL'ARCIPELAGO TOSCANO (ISOLE DI CAPRAIA E GIANNUTRI)

## *SPECIES DIVERSITY OF A COASTAL FISH ASSEMBLAGE IN TWO MARINE PROTECTED AREA OF THE TUSCANY ARCHIPELAGO (CAPRAIA AND GIANNUTRI ISLAND)*

***Abstract***

*An evaluation of species diversity was carried out to caracterised two kind of environmental protection levels (total and partial protection) in Capraia and Giannutri islands (Tuscany Archipelago). Multifactorial sampling design was used to detect the differences in terms of species diversity. Species diversity index (H') showed significant differences between islands and stations.*

***Key-words:*** *species diversity, marine parks, coastal zone, variance analysis, diving surveys.*

## Introduzione

La creazione di aree marine protette è fondamentale per la protezione e la gestione del territorio. Altrettanto fondamentale è la necessità di monitorare nel tempo le comunità ittiche presenti per valutarne lo "stato di salute". Numerosi studi sono stati effettuati in aree marine protette del Mediterraneo (Bell, 1983; Dufour *et al*., 1995; Francour, 1994; Garcia-Rubies e Zabala, 1990; Harmelin *et al.*, 1995), ad eccezione dell'Arcipelago Toscano dove i pochi studi eseguiti sono limitati a questi ultimi anni (Tunesi, 2001).

In questo lavoro, a carattere preliminare, sono stati messi a confronto i popolamenti ittici di due isole dell'Arcipelago Toscano, Giannutri e Capraia per valutare le eventuali differenze in termini di diversità specifica.

## Materiali e metodi

Nella primavera del 2000, in due isole facenti parte del Parco dell'Arcipelago Toscano, Capraia e Giannutri, sono stati eseguiti 96 censimenti visivi subacquei con il metodo del punto fisso (raggio = 3 metri; altezza = 3 metri). Questi campionamenti hanno permesso di valutare la diversità specifica, utilizzando l'indice di Shannon-Wiener (H'), su diverse scale spaziali (isola e stazione).

I rilevamenti sono stati eseguiti in stazioni caratterizzate da fondale roccioso simile, alla profondità di 10 metri, da due rilevatori dotati di attrezzatura ARA. Le isole presentano due livelli di protezione: la zona 1 a protezione integrale e la zona 2 a protezione parziale. Internamente ad ogni zona, sono state individuate, a random, tre stazioni, all'interno delle quali sono stati effettuati otto campionamenti (repliche).

I valori di diversità specifica sono stati analizzati statisticamente utilizzando un modello misto di analisi della varianza (ANOVA) (Underwood, 1997) considerando

come fattori l'isola (2 livelli: Capraia e Giannutri), il livello di protezione dell'area indagata (2 livelli: P1 = protezione totale e P2 = protezione parziale) e la stazione (3 livelli: St1, St2 e St3). Le omogeneità delle varianze sono state verificate attraverso il test di Cochran (Underwood 1997). Le medie dei valori sono state confrontate a posteriori utilizzando il test SNK (Student-Newman-Kneuls) per confronti multipli.

## Risultati

L'analisi effettuata sull'indice di diversità specifica (H') ha evidenziato una differenza significativa sull'interazione isola × stazione (Tab. 1). Il test SNK, eseguito su tale interazione, ha mostrato in un solo caso ipotesi alternative all'ipotesi nulla (Capraia > Giannutri nella St2). In entrambe le isole non emergono differenze significative tra stazioni appartenenti ai due livelli di protezione.

Tab. 1 - Effetto dell'isola (Capraia e Giannutri), del livello di protezione e della stazione sull'indice di diversità specifica di Shannon-Wiener (H'). I valori in grassetto indicano il livello di significatività (p<0,05).

*Effect of island (Capraia and Giannutri), protection level and station on species diversity. Significant values are shown in bold type (p<0,05).*

| Fonti di variabilità | g.l. | $\overline{SQ}$ | *F* | p | Denominatore per *F* | Test SNK |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Isola=I | 1 | 0,006 | 0,010 | 0,9269 | IxSt(P) | Isola x Stazione |
| Protezione=P | 1 | 0,048 | 0,085 | 0,7847 | St(P) | St1 Capraia=Giannutri |
| IxP | 1 | 0,634 | 1,044 | 0,3647 | IxSt(P) | St2 Capraia>Giannutri |
| Stazione(P)= St(P) | 4 | 0,560 | 2,327 | 0,0628 | Residuo | St3 Capraia=Giannutri |
| IxSt(P) | 4 | 0,607 | 2,520 | **0,0471** | Residuo | |
| Residuo | 84 | 0,241 | | | | |
| Test di Cochran: | | C = 0,175 | p>0,01 | | | |
| Nessuna trasformazione | | | | | | |

## Conclusioni

Con questo tipo di indagine, malgrado la significatività dell'interazione isola x stazione, non è possibile evidenziare una netta differenza tra le due isole in termini di diversità specifica.

L'indice di Shannon-Wiener, contrariamente a quanto osservato da Francour (1994) e in accordo con Garcia-Rubies e Zabala (1990), non varia per i due livelli di protezione presenti nelle isole. Questo potrebbe esser dovuto alla recente istituzione del parco che non ha ancora portato ad effetti rilevabili tali da evidenziare differenze nella struttura del popolamento ittico. In alternativa la variabile "indice di diversità", utilizzata in questo studio, potrebbe non discriminare eventuali differenze a causa di un "disturbo" determinato dalla presenza o assenza di specie gregarie quali ad esempio *Boops boops*, *Chromis chromis*, *Oblada melanura*, *Spicara flexuosa*, ecc.

(Garcia-Rubies e Zabala, 1990). L'utilizzo di altre variabili dipendenti quali l'abbondanza (numero di individui per classi di taglia) e la ricchezza specifica potrebbero chiarire in studi successivi quest'ultimo aspetto; da qui l'esigenza di effettuare un monitoraggio nel tempo che permetta di valutare eventuali cambiamenti nella struttura del popolamento.

**Bibliografia**

BELL J.D. (1983) - Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the North-Western Mediterranean sea. *Jour. App. Ecol.,* **20**: 357-369.

DUFOUR V., JOUVENEL J.Y., GALZIN R. (1995) - Study of Mediterranean reef fish assemblage. Comparison in population distribution among depth in protected and unprotected areas over one decade. *Acquat. Living Resour.*, **8**: 17-25.

FRANCOUR P. (1994) - Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, Northwestern Mediterranean). *Oceanol. Acta*, **17**: 309-317.

GARCIA-RUBIES A., ZABALA M. (1990) – Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Island marine reserve (NW Mediterranean). *Scientia Marina*, **54** (4): 317-328.

HARMELIN J.G., BACHET F., GARCIA F. (1995) - Mediterranean marine reserves: fish indices as test of protection efficiency. P.F.Z.N.I.: *Marine Ecology*, **16** (3): 233-250.

TUNESI L. (2001) - *Studio sul reclutamento e accrescimento in acque costiere di specie ittiche di interesse commerciale in aree pilota*. Relazione Finale. Ministero per le Politiche Agricole, Direzione Generale della Pesca e dell'Acquacoltura, Roma.

UNDERWOOD A.J. (1997) - *Experiments in Ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, Cambridge.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 76-81

M. Murenu, A. Pais[1], P. Addis, S. Farci, A. Ferrari, A. Olita,
A. Ortu, S. Poma, F. Mura[1], S. Greco[2], A. Cau

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Viale Poetto, 1 – 09126 Cagliari, Italia.
[1]Dipartimento di Scienze Zootecniche, Università di Sassari, Sassari, Italia.
[2]ICRAM, Roma, Italia.

# PRIMI DATI SULLA COMPOSIZIONE DEI POPOLAMENTI ITTICI IN TRE AREE MARINE PROTETTE DELLA SARDEGNA

## *PRELIMINARY DATA ON FISH ASSEMBLAGES STRUCTURE IN THREE SARDINIAN MARINE PROTECTED AREAS*

***Abstract***

*Fish communities of three Sardinian Marine Protected Areas were assessed by using multiple visual census techniques on various substrata at different depths between 0 and 30 m during late spring 2002. Preliminary results didn't show differences in fish biodiversity, as well as in total abundance, between no-take zones and two control sites with a lower level of protection. Moreover, in some cases, the number of fish species and density were more abundant in control areas.*

***Key-words:*** *fish, marine parks, protected resources, Mediterranean.*

## Introduzione

A tutt'oggi, la conoscenza della composizione delle comunità ittiche delle zone marine protette della Sardegna risulta scarsa e frammentaria, malgrado i pesci costituiscano una delle componenti di maggior rilievo sia per la gestione delle attività alieutiche locali, sia per quelle più strettamente legate alla conservazione delle risorse.

Scopo del presente lavoro è stato quello di valutare la composizione quali-quantitativa dei popolamenti ittici in tre Aree Marine Protette (AMP) sarde, al fine di determinare eventuali differenze tra loro ed in relazione al livello di protezione dell'area indagata.

## Materiali e metodi

Nell'ambito delle attività afferenti al "Sistema Afrodite", progetto di ricerca biennale finalizzato allo studio di 15 AMP italiane istituite, è stata condotta un'indagine sull'ittiofauna delle AMP di Tavolara-Punta Coda Cavallo, Penisola del Sinis-Isola di Mal di Ventre e Capo Carbonara (Villasimius), localizzate rispettivamente a Nord-Est, Ovest e Sud-Est dell'Isola (Fig. 1).

Le osservazioni sono state compiute mediante censimenti visuali subacquei (*visual census*), un insieme di tecniche non distruttive già adottate in Mediterraneo da diversi autori (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985; Harmelin, 1987; Francour, 1991; Vacchi *et al.*, 1998).

Nel periodo tardo-primaverile del 2002, durante la prima di quattro campagne previste, sono stati realizzati 316 rilevamenti a profondità comprese tra 0 e 30 m. Il piano di campionamento, articolato in 192 transetti (25 × 5 m) effettuati solo su substrato duro, 100 punti fissi (5 m di raggio) e 24 percorsi casuali (15 minuti) eseguiti entrambi su fondi duri, mobili e praterie di *Posidonia oceanica*, ha consentito

la compilazione di una *check-list* preliminare delle specie presenti nelle zone a protezione integrale (A). In ciascuna AMP considerata inoltre, al fine di comparare gli effetti di tutela sulla fauna ittica, con la sola tecnica dei transetti sono stati censiti i popolamenti di due aree di controllo (C1 e C2), con un grado di protezione ridotto (è vietata soltanto la pesca subacquea). Nella AMP del Sinis non è stata esaminata la fascia batimetrica dei 24-30 m per mancanza di substrati rocciosi.

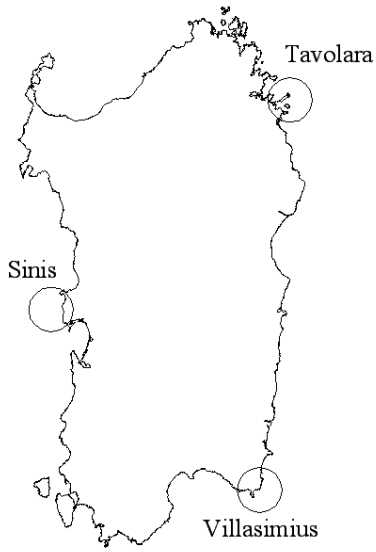



Fig. 1 - Area di studio: localizzazione delle 3 Aree Marine Protette.
*Study area: localization of the 3 Marine Protected Areas.*

## Risultati

Complessivamente sono state censite 60 specie di Teleostei (43 a Tavolara, 48 al Sinis e ben 52 a Capo Carbonara) appartenenti a 20 famiglie (Tab. 1). Prevalgono Labridi (~24%), Sparidi (~19%) e Serranidi (~8%) ed il maggior numero di specie è stato osservato sempre sui substrati duri.

La comparazione delle densità rilevate sui fondi rocciosi con l'ausilio dei soli transetti evidenzia notevoli differenze tra le 3 AMP. In particolare, i valori riscontrati sia nelle zone A che nei controlli (C1 e C2) sono stati molto maggiori a Tavolara piuttosto che a Villasimius e nel Sinis (Fig. 2). Il confronto delle abbondanze, espresse in funzione della profondità e del livello di protezione per ciascuna AMP (Fig. 3), mostra che a Tavolara non sono state osservate sostanziali differenze tra i controlli (C1 e C2) e la zona a protezione integrale (A), in cui i valori massimi sono stati riscontrati negli strati più profondi. A Villasimius le densità più elevate sono quasi sempre state rilevate nelle zone di controllo, soprattutto tra i 24 ed i 30 m di profondità. L'eccezione è rappresentata dal Sinis, in linea con le aspettative dei divieti istituiti, in cui negli strati batimetrici esaminati (4-7 e 12-16 m) le abbondanze maggiori sono state registrate sempre nella zona a tutela integrale.

Tab. 1 - Lista delle specie ittiche identificate nelle 3 AMP.
*List of the fish taxa recorded at the 3 MPAs.*

| Family | Species | Tavolara | Villasimius | Sinis |
|---|---|---|---|---|
| Apogonidae | *Apogon imberbis* | x | x | x |
| Atheridídae | *Atherina* spp | x | x | x |
| Blenniidae | *Parablennius gattorugine* | x | x | |
| | *Parablennius incognitus* | | | x |
| | *Parablennius rouxi* | x | x | x |
| | *Parablennius sanguinolentus* | | | x |
| Centracanthidae | *Spicara flexuosa* | | x | x |
| | *Spicara maena* | x | x | x |
| | *Spicara smaris* | | x | x |
| Clupeidae | *Sardina pilchardus* | | | x |
| Gadidae | *Phycis phycis* | x | x | |
| Gobiidae | *Gobius bucchichi* | x | x | x |
| | *Gobius cobitis* | | x | |
| | *Gobius cruentatus* | | x | |
| Labridae | *Coris julis* | x | x | x |
| | *Labrus merula* | x | x | x |
| | *Labrus mixtus* | | x | x |
| | *Labrus viridis* | x | x | x |
| | *Symphodus cinereus* | x | x | x |
| | *Symphodus doderleini* | x | | x |
| | *Symphodus mediterraneus* | x | x | x |
| | *Symphodus melanocercus* | x | x | x |
| | *Symphodus ocellatus* | x | x | x |
| | *Symphodus roissali* | x | x | x |
| | *Symphodus rostratus* | x | x | x |
| | *Symphodus tinca* | x | x | x |
| | *Thalassoma pavo* | x | x | x |
| | *Xyrichthys novacula* | | x | |
| Moronidae | *Dicentrarchus labrax* | | | x |
| Muglilidae | Mugilidae | | x | x |
| | *Oedalechilus labeo* | x | | |
| Mullidae | *Mullus barbatus* | | | x |
| | *Mullus surmuletus* | x | x | x |
| Muraenidae | *Muraena helena* | x | x | x |
| Pomacentridae | *Chromis chromis* | x | x | x |
| Sciaenidae | *Sciaena umbra* | x | x | x |
| Scorpaenidae | *Scorpaena notata* | | x | x |
| | *Scorpaena porcus* | x | x | x |
| | *Scorpaena scrofa* | x | x | x |
| Serranidae | *Anthias anthias* | x | x | |
| | *Epinephelus costae* | | x | |
| | *Epinephelus marginatus* | x | x | x |
| | *Serranus cabrilla* | x | x | x |
| | *Serranus scriba* | x | x | x |
| Sparidae | *Boops boops* | x | x | x |
| | *Dentex dentex* | x | x | |
| | *Diplodus annularis* | x | x | x |
| | *Diplodus puntazzo* | x | x | x |
| | *Diplodus sargus* | x | x | x |
| | *Diplodus vulgaris* | x | x | x |
| | *Lithognathus mormyrus* | | x | x |
| | *Oblada melanura* | x | x | x |
| | *Sarpa salpa* | x | x | x |
| | *Sparus auratus* | x | x | x |
| | *Spondyliosoma cantharus* | x | x | x |
| Sphyraenidae | *Spyraena sphyraena* | x | x | |
| Trachinidae | *Trachinus draco* | | x | |
| Trípterygiidae | *Tripterygion delaisi* | x | x | x |
| | *Tripterygion tripteronotus* | x | x | x |
| Numero delle specie censite | | 43 | 52 | 48 |

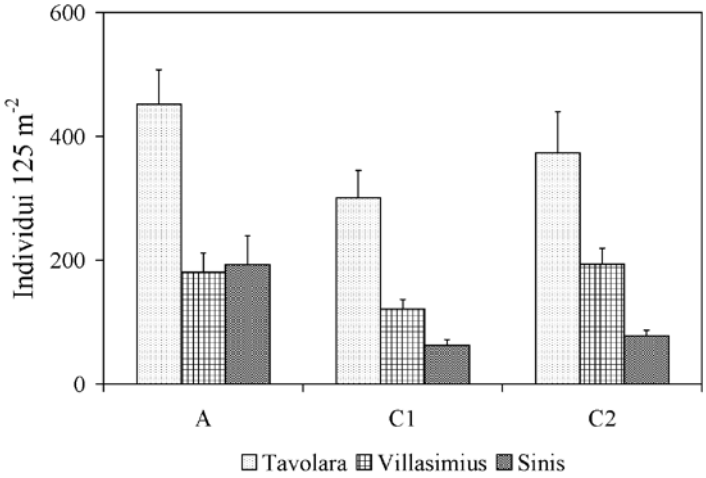



Fig. 2 - Abbondanza (media±ES) delle specie ittiche rilevate con i transetti nelle 3 AMP.
*Fish abundance (mean±SE) observed with transect at the 3 MPAs.*

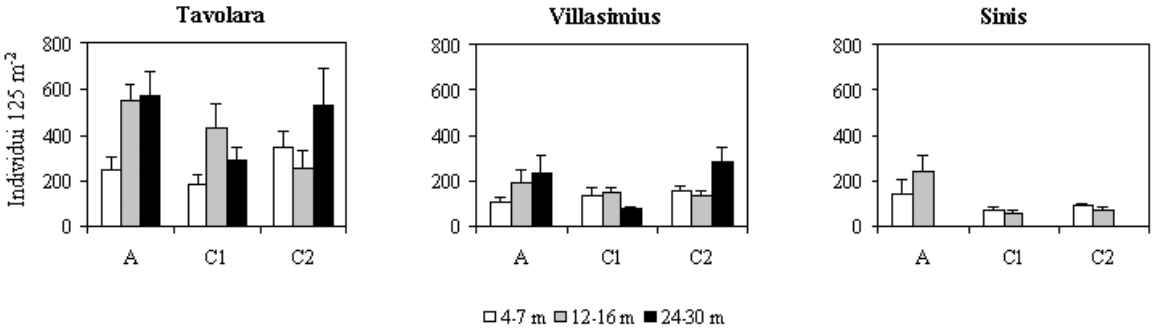



Fig. 3 - Abbondanza (media±ES) delle specie ittiche rilevate nei 3 livelli batici delle 3 AMP.
*Fish abundance (mean±SE) observed at three depth levels in the 3 MPAs.*

Gli indici di diversità (H'), di eveness (J') e di ricchezza specifica (R') confermano la grande eterogeneità delle 3 AMP e, perlomeno in questa fase preliminare dell'indagine, non dimostrano apprezzabili differenze legate all'effetto di protezione (Tab. 2).

Tab. 2 – Indici di diversità (H'), eveness (J') e ricchezza specifica (R').
*Diversity (H'), evenness (J') and specific richness (R').*

| | | Tavolara | | | Sinis | | | Villasimius | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| profondità | protezione | H' | J' | R' | H' | J' | R' | H' | J' | R' |
| 4-7 m | A | 1,65 | 0,53 | 2,91 | 1,86 | 0,58 | 3,4 | 2,24 | 0,69 | 3,69 |
| | C1 | 2,21 | 0,69 | 3,16 | 2,08 | 0,68 | 3,18 | 2,16 | 0,65 | 3,86 |
| | C2 | 2,04 | 0,64 | 2,91 | 1,94 | 0,65 | 2,9 | 1,97 | 0,67 | 2,51 |
| 12-16 m | A | 1,14 | 0,36 | 2,74 | 1,31 | 0,4 | 3,31 | 1,55 | 0,49 | 2,99 |
| | C1 | 1,24 | 0,36 | 3,68 | 2,21 | 0,74 | 3,1 | 2,15 | 0,62 | 4,36 |
| | C2 | 1,46 | 0,45 | 3,15 | 2,06 | 0,68 | 3,18 | 1,75 | 0,53 | 3,7 |
| 24-30 m | A | 1,27 | 0,39 | 2,97 | - | - | - | 1,41 | 0,44 | 3,18 |
| | C1 | 1,51 | 0,48 | 2,84 | - | - | - | 1,72 | 0,57 | 3,05 |
| | C2 | 1,26 | 0,41 | 2,52 | - | - | - | 1,79 | 0,53 | 3,54 |

## Conclusioni

La composizione della fauna ittica delle 3 aree marine protette sarde istituite prima del 2000 risulta alquanto diversa sia qualitativamente che quantitativamente.

Durante questa prima fase della ricerca le osservazioni relative ai transetti sui fondi rocciosi hanno evidenziato una situazione apparentemente contrastante con il grado di protezione delle aree considerate. Teoricamente ci si dovrebbe aspettare una maggiore ricchezza specifica e maggiori abbondanze nelle zone più tutelate (Bell, 1983; Francour, 1994; Harmelin *et al.*, 1995; La Mesa e Vacchi, 1999; Pipitone *et al.*, 2000). In realtà alcune zone di controllo hanno mostrato, sia in termini di diversità specifica che di abbondanze relative, un popolamento ittico parimenti, se non addirittura meglio, strutturato rispetto a quello delle aree a protezione integrale. Inoltre, i valori di densità sono risultati più elevati nelle zone meno raggiungibili dall'azione di disturbo dell'uomo (maggiori profondità e scarsa accessibilità dei siti).

È doveroso sottolineare che soltanto un corretto approccio metodologico protratto nel tempo può fornire le evidenze scientifiche necessarie a spiegare la pletora di variabili che determinano la struttura dei popolamenti ittici nelle AMP (Guidetti, 2002). Tuttavia, riflettendo sull'attuale situazione gestionale delle 3 AMP sarde considerate (estremamente precaria per quanto riguarda le operazioni di vigilanza), si può ipotizzare che l'apparente scarsa efficacia dei diversi livelli di protezione sia in realtà il risultato di un insufficiente rispetto delle normative che regolamentano le attività umane.

### Bibliografia

BELL J.D. (1983) - Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky fish assemblage in the northwestern Mediterranean Sea. *J. Appl. Ecol.*, **20**: 357-369.

FRANCOUR P. (1991) - The effect of protection level on a coastal fish community at Scandola, Corsica. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, **46**: 65-81.

FRANCOUR P. (1994) - Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, Northwestern Mediterranean). *Oceanol. Acta*, **17**: 309-317.

GARCIA-RUBIES A., ZABALA M. (1990) - Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (Northwest Mediterranean). *Sci. Mar.*, **54**: 317-328.

GUIDETTI P. (2002) - The importance of experimental design in detecting the effects of protection measures on fish in Mediterranean MPAs. *Aquatic Conserv.: Mar. Fresh. Ecosyst.*, **12**: 619-634.

HARMELIN J.G., BACHET F., GARCIA F. (1995) - Mediterranean marine reserves: Fish indices as tests of protection efficiency. *P.S.Z.N. I: Mar. Ecol.*, **16**: 233-250.

HARMELIN J.G. (1997) - Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rocheuse protégée en Mediterranée (Parc national de Port-Cros, France). *P.S.Z.N. I: Mar. Ecol.*, **8**: 263-284.

HARMELIN-VIVIEN M.L., HARMELIN J.G., CHAUVET C., DUVAL C., GALZIN R., LEJEUNE P., BARNABE G., BLANC F., CHEVALIER R., DUCLERC J., LASERRE G. (1985) - Evaluation des peuplements et populations de poissons: méthodes et problèmes. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, **40**: 467-540.

LA MESA G., VACCHI M. (1999) - An analysis of the coastal fish assemblage of the Ustica Island Marine Reserve (Mediterranean Sea). *P.S.Z.N. I: Mar. Ecol.*, **20**: 147-165.

PIPITONE C., BADALAMENTI F., D'ANNA G., PATTI B. (2000) - Fish biomass increase after a four-year trawl ban in the Gulf of Castellammare (NW Sicily, Mediterranean Sea). *Fish. Res.*, **48**: 23-30.

VACCHI M., BUSSOTTI S., GUIDETTI P., LA MESA G. (1998) - Study of the coastal fish assemblage in the marine reserve of the Ustica Island (Southern Tyrrhenian Sea). *Ital. J. Zool.*, **65**: 281-286.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 82-87

P. Rinelli, S. Ragonese[1], P. Consoli, G. Florio, T. Romeo,
F. Perdichizzi, S. Greco[2]

Istituto Sperimentale Talassografico, Section of Messina of the IAMC-CNR,
Spianata S. Raineri, 86 - 98122 Messina, Italy.
[1]IRMA, Section of Mazara of the IAMC-CNR, Mazara del Vallo, Italy.
[2]ICRAM, Roma, Italy.

# MONITORING NO-TAKEN AREAS: THE CASES OF THE GULFS OF CASTELLAMMARE AND PATTI (NORTHERN COASTS OF SICILY)

## *MONITORAGGIO DI AREE CHIUSE: GOLFI DI CASTELLAMMARE E PATTI (SICILIA SETTENTRIONALE)*

***Abstract***

*The possibility to use bottom trawl surveys routinely carried out in Italian Seas as a possible tool to monitor the evolution of protected areas has been evaluated. The shelf hauls performed in two gulfs, Castellammare and Patti (northern coast of the Sicily), where bottom trawling has been banned since 1990, were used. The standing stock for the pooled species and for* Pagellus erythrinus *showed high variability but not significant temporal trend.* Mullus barbatus *decreased in both gulfs, although only in Castellammare the trend is significative. The mean size in the catch vs the mean size at maturity indicates a better situation for* P. erythrinus *than* M. barbatus.

***Key-words:*** *demersel fisheries*, *stock assessment, trawling, Northern coasts of Sicily.*

## Introduction

The implementation of no-taken zones (NTZs, i.e., areas in which general or specific fishing is temporarily or permanently restricted, Horwood, 2000) might represent a proper management tools especially in situation of severe stocks depletion and conflicts between users. These two basic aims induced the Sicilian regional administration in creating two NTZs, in terms of bottom trawling banning, in 1990, in the Gulf of Patti and the Gulf of Castellammare, respectively. The two areas are located along the northern Sicilian coasts, and interested all the shelf bottoms (<200 m) and part of the slope (200-500 m).

A comparison between historical information (cfr. Arena & Bombace, 1970; Arena & Li Greci, 1973; Riggio, 1988; Cavallaro *et al*., 1988) and data collected after the fishing ban (Potoschi *et al.,* 1995; Pipitone *et al*., 2000; Pipitone, 2001) indicate a clear recovery for almost all the demersal species although the small scale fishing is still operating.

The two areas have been routinely explored by experimental bottom trawl surveys by the Operative Unit of CNR of Messina within both national (GRUND) and international (MEDITS) programs. Some information were already used (Rinelli *et al*., 1998; Spanò *et al*., 1998; Romeo *et al*., 2001) but no general attempts, to evaluate the suitability of such data base as a tool to assess the evolution of these areas, have been realised up now. The aim of the present note consists in giving a first contribute to this aspect.

## Materials and methods

On the whole 51 shelf hauls (10-200 m) were extracted from the data base of 7 GRUND surveys carried out in the autumn between 1994 and 2001 in the two gulfs

(the '99 survey was not performed). The trawlable shelf surface is 196 and 168 km$^2$ for Gulfs of Castellammare and Patti, respectively. Local index of abundance, both in number (N/km$^2$) and weight (kg/km$^2$) for the pooled species and two targets, *Pagellus erytrhinus* (common pandora) and *Mullus barbatus* (red mullet), were converted to the "standing stock" in number (SSN) and weight (SSW). After a log10 based transformation, SSN and SSW by Gulf were regressed versus the years in order to evidence any temporal trends. The r$^2$ coefficient was used as a proxy to assess the significance level (p = 0.05).

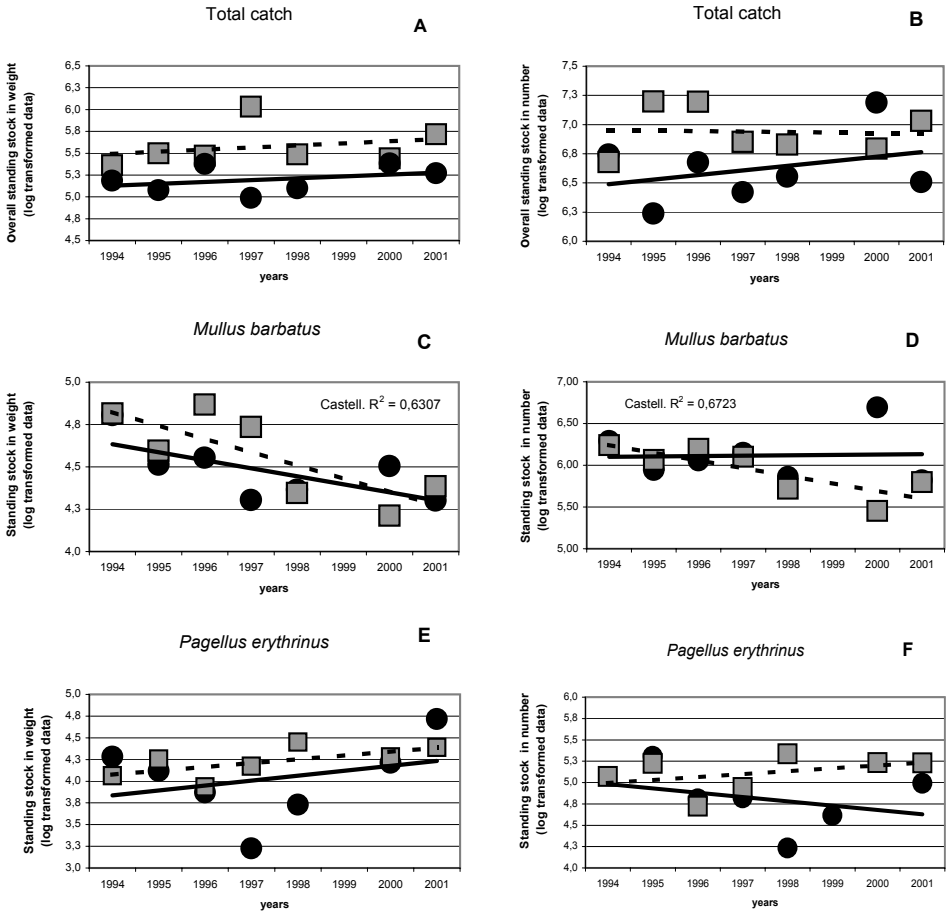



Fig. 1 - Temporal trend of standing stock in weight (A, C, E) and number (B, D, F) of total catch, *M. barbatus* and *P. erythrinus*, in the shelf, in the Gulfs of Castellammare (square) and Patti (circle). The dotted (Castellammare) and continous (Patti) lines indicate the regression of SSW and SSN versus the years. The only significative coefficients regression are reported.

*Andamento temporale dei valori di standing stock in peso (A, C, E) ed in numero (B, D, F) delle catture totali, di* M. barbatus *e* P. erythrinus*, nella piattaforma continentale, nel Golfo di Castellammare (quadrato) e Patti (circolo). La linea discontinua (Castellammare) e quella continua (Patti) indicano la regressione di SSW e SSN versus gli anni. Solo i coefficienti di regressioni significativi vengono indicati.*

Furthermore, the mean individual weights by year of *Mullus barbatus* and *Pagellus erytrhinus*, were calculated and compared with the mean weight of mature females of both species (unpublished data).

## Results

The overall standing stock, both in weight and number, irregularly increase with time and was tendentially always higher in the Gulf of Castellammare than the Gulf of Patty (Tab. 1); in both gulfs, however, no significant temporal trend was detected (Fig. 1a, b).

As concerns the SSW, the highest difference (1076 t vs. 97 t in 1997) between the two Gulfs was a consequence of an exceptional "good year" for *Trachurus trachurus*; this species, in fact, yielded in 1997 a mean local index of abundance of 3940 kg/km$^2$ and 170 kg/km$^2$ in Castellammare and Patti, respectively.

Concerning the targets and the standing stock in weight, the two Gulfs show the same pattern for each species, but the species behave in an opposite way; in fact, a positive although not significant trend was detected for *Pagellus erytrhinus* (Fig. 1e) whereas the opposite situation (significant decrement) was observed for *Mullus barbatus* (Fig. 1c). A slight different "scenario" was observed for the standing stock in number (Fig. 1d, f).

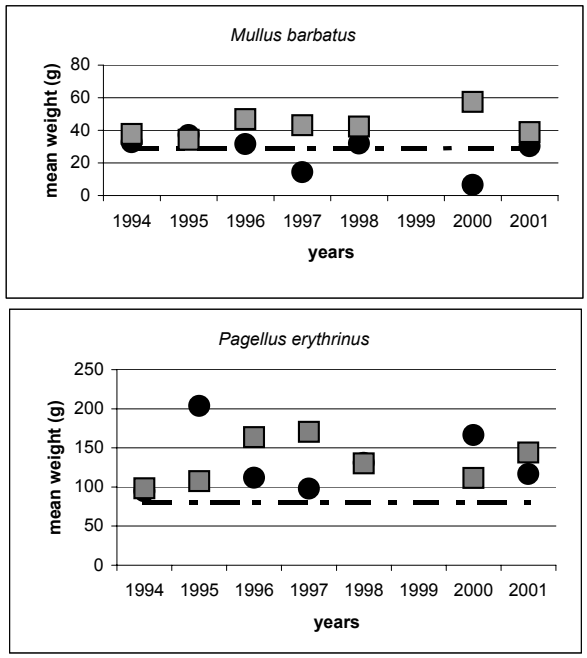



Fig. 2 - Temporal trend of catch mean weight of *M. barbatus* and *P. erythrinus* in the Gulf of Castellammare (square) and in the Gulf of Patti (circle). The dotted line indicate the mean weight of the mature female.

*Andamento temporale del peso medio di cattura di* M. barbatus *e* P. erythrinus *nei Golfi di Castellammare (quadrato) e di Patti (circolo). La linea discontinua indica il valore del peso medio delle femmine mature.*

The mean weight of red mullet and common pandora specimens caught showed higher values in the Gulf of Castellammare for both species (Fig. 2, Tab. 1). In particular the mean weight of *M. barbatus* ranged from 6 to 37 g and from 34 to 57 g in the Gulf of Patti and Castellammare, respectively. The lowest values of 6 g, recorded in 2000, was due to the small specimens caught, which ranged from 5 to 11 cm (10-100 m) with the bulk of the catch equal to 6-7 cm of size (Total Length). In fact the percentage of immature specimens caught in the Gulf of Patti in 2000, represented over the 90% of the total catch (Greco *et al*., 2003).

Tab. 1 - Standing Stock in Weight (SSW) and in Number (SSN) of total catch, *P. erythrinus* and *M. barbatus* by year and catch mean weight of the two target species.
*Standing stock in peso (SSW) ed in numero (SSN) del totale delle catture di* P. erythrinus *e* M. barbatus *per anno e peso medio di cattura delle due specie target.*

| | | Total catch | | *Pagellus erythrinus* | | | *Mullus barbatus* | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | year | SSW tons | SSN N*10-3 | SSW tons | SSN N*10-3 | Mean weight (g) | SSW tons | SSN N*10-3 | Mean weight (g) |
| PATTI | 1994 | 154 | 5520 | 19 | 202 | 95 | 64 | 1949 | 33 |
| | 1995 | 119 | 1725 | 13 | 64 | 204 | 33 | 879 | 37 |
| | 1996 | 239 | 4746 | 7 | 66 | 112 | 36 | 1136 | 31 |
| | 1997 | 97 | 2636 | 2 | 17 | 98 | 20 | 1409 | 14 |
| | 1998 | 126 | 3571 | 5 | 41 | 131 | 23 | 726 | 32 |
| | 1999 | - | - | | | - | - | - | - |
| | 2000 | 242 | 15466 | 16 | 98 | 166 | 32 | 4932 | 6 |
| | 2001 | 186 | 3217 | 52 | 425 | 122 | 20 | 670 | 30 |
| CASTELLAMMARE | 1994 | 231 | 4761 | 12 | 118 | 98 | 65 | 1739 | 38 |
| | 1995 | 315 | 15777 | 18 | 168 | 107 | 39 | 1153 | 34 |
| | 1996 | 295 | 15722 | 9 | 53 | 164 | 74 | 1575 | 47 |
| | 1997 | 1076 | 7106 | 15 | 87 | 170 | 54 | 1263 | 43 |
| | 1998 | 306 | 6721 | 28 | 217 | 130 | 22 | 523 | 42 |
| | 1999 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | 2000 | 276 | 6210 | 19 | 171 | 111 | 16 | 283 | 57 |
| | 2001 | 520 | 10746 | 25 | 170 | 144 | 24 | 625 | 39 |

The mean weight of *P. erytrhinus* showed mean weight values included between 95 and 204 cm and between 98 and 170 cm of TL in the Gulf of Patti and Castellammare, respectively.

## Conclusions

Although limited to a comparison of standing stock and mean size of two even if representative species, present results allow to make some interesting working hypothesis about the status of the demersal populations within the shelf of the two Gulfs.

Nothwistanding the difference of the sedimentological and biocoenotic features (Arena and Bombace, 1970; Giacobbe *et al*., 1994; Rinelli *et al*., 1998), which characterize the two Gulfs, trawl surveys data suggest an overall comparable situation.

The impressive stock recovery, observed in the Gulf of Castellammare in the first four years after the introduction of the fishing ban (cfr. Pipitone *et al*., 2000), have been likely attenuated (*Pagellus*) and slightly decreased (*Mullus*) respectively. These results are anyway in accordance to what observed by Pipitone *et al*. (2001) after eight year of the ban.

The strong year by year variability, likely reflecting also the interaction between the life cycle and the survey periodicities (Ragonese *et al*., 2002), can be smoothed out by the analysis of GRUND data.

The positive difference between mean weight of the samples and mean size, in term of weight, of females maturity might be considered a good index of the general shape of the two species given that a very different result is obtained for more exploited, although similar, populations (cfr. Sagnotti, 2002).

A deep analysis of the GRUND data trying a length based assessment (recruitment strength, growth, mortality ecc.) of the most relevant species, might provide further insight in the development of the situation in the two Gulfs and a comparative benchmark with other experiences (Pipitone *et al*., 2000). Moreover this analysis might also give some indirect information about the fishing capacity of the small scale fisheries, which still actively operate in both areas, mainly acting on large animals.

Finally, although hampered by some limitation (such as the few hauls per year, the short seasonal coverage and reduced access to the coastal belt) the national trawl surveys (GRUND project) can represent a good tool to monitor this kind of protected areas.

**References**

ARENA P., BOMBACE G. (1970) - Bionomie benthique et faune ichthylogique des fonds des fonds de l'ètage circalittoral et bathyal des golfes de Castellammare (Sicile nord-occidentale) et de Patti (Sicile nord-orientale). *Journées ichthyol.,* 22º CIESM, Roma: 145-156.

ARENA P., LI GRECI F. (1973) - Indagine sulle condizioni faunistiche e sui rendimenti dei fondali batiali della Sicilia occidentale e della bordura settentrionale dei banchi della soglia Siculo-Tunisina. *Quad. Lab. Tecnol. e Pesca,* **4**: 157-201.

CAVALLARO G., POTOSCHI A., CEFALI A., GIACOBBE S., SOTIRIADIS S. (1988) – Risultati preliminari delle campagne di pesca a strascico eseguite nel triennio 1985/87 per la valutazione delle risorse demersali nei golfi di Patti, Gioia Tauro, S. Eufemia e nella Baia di Milazzo. Relazione triennale conclusiva.

GIACOBBE S., LEONARDI M., RINELLI P., SPANO' N. (1994) – Tanatocenosi wurmiane ed evoluzione del biotopo di Castellammare. *Biol. Mar. Medit*., **1** (1): 231-236.

GRECO S., RINELLI P., GIORDANO D., ROMEO T., BOTTARI T., FLORIO G., CONSOLI P., BUSALACCHI B., FABRONI F. (2003) – Valutazione delle risorse demersali. Relazione per il triennio 2000-2002. MIPAF: 142 pp.

HORWOOD J.W. (2000) No-take zones: a management context. In: Kaiser M.J. and de Groot S.J. (eds), *The effects of fishing on non-target species and habitats. Biological conservation and socio-economic* Issues. Blackwell Science, **20**: 302-311.

PIPITONE C., BADALAMENTI F., D'ANNA G., PATTI B. (2000)- Fish biomass increase after four-year trawl ban in the Gulf of Castellammare (NW Sicily, Mediterranean Sea). *Fish Res*., **48**: 23-30.

PIPITONE C., BADALAMENTI F., D'ANNA G., JAMES C., PICKERING H., WHITMARSH D. (2001) – Le risorse ittiche demersali nel golfo di Castellammare (Sicilia NO) dopo otto anni di divieto di strascico. *Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 757-760.

POTOSCHI A., CAVALLARO G., STURIALE P., LO DUCA G. (1995) – Effetti del decreto regionale 31/5/90 sui rendimenti di pesca di *Mullus barbatus* (L., 1758), catturato con rete a strascico nel Golfo di Patti (ME). *Biol. Mar. Medit*., **2** (2): 505-507.

RAGONESE S., FIORENTINO F., RINELLI P., GRECO S. (2002) – A procedure to evaluate the effect of lag-time in studyng length structure and growth rate of young fish: the case of Phycis blennoides Brunnich, 1768 (Osteichthyes: gadirormes) in the Central Mediterranean). *Sci. Mar*., **66** (Suppl. 2): 253-260.

RIGGIO S. (1988) – Valutazione delle risorse demersali nell'area compresa tra C.po Gallo e C.po San Vito (UO N. 11). Relazione triennale conclusiva (campagne 1985-1987).

RINELLI P., SPANO' N., GIORDANO D., PERDICHIZZI F., GRECO S. (1998) – Organismi bentonici e fauna demersale in un'area del Tirreno meridionale. *Biol Mar. Medit*., **5** (1): 80-89.

ROMEO T., GIORDANO D., COSENZA A., PERDICHIZZI F., GRECO S. (2001) – Osservazioni preliminari sullo stock di *Pagellus erythrinus* (L., 1785) nel Tirreno meridionale. *Biol Mar. Medit*., **8** (1): 761-764.

SAGNOTTI G. (2002) - *Un futuro sostenibile per l'Italia*, Report ISSI. A cura di E. Ronchi. Editori Riuniti.

SPANO' N., RINELLI P., GRECO S. (1988) – Alcune osservazioni su *Trisopterus minutus capelanus* (Lacepede, 1800). *Biol Mar. Medit.,* **5** (1): 97-99.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 88-90

F. Romano, S. Gambaccini*, A. Vannucci*, C. Viva

Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata (CIBM),
Viale N. Sauro, 4 - 57100 Livorno, Italia.
silvia@discat.unipi.it
*Aplysia p.s.c.r.l., Livorno, Italia.

# CONFRONTO TRA SPECIE ITTICHE DI INTERESSE COMMERCIALE IN AREE MARINE A DIVERSA PROTEZIONE NELL'ISOLA DI CAPRAIA (ARCIPELAGO TOSCANO)

## *COMPARISON OF COMMERCIAL FISH SPECIES ASSEMBLAGES IN AREAS WITH DIFFERENT PROTECTION LEVELS IN CAPRAIA ISLAND (TUSCANY ARCHIPELAGO)*

***Abstract***

*Commercial fish assemblages from two coastal areas with different protection level, in Capraia Island, were compared using a multifactorial sampling design. Underwater visual-census (144), were carried out, during 2000, in three different data. ANOVAs, carried out on abundance index of total commercial species and* Diplodus *genera, showed significant differences among data. Abundances of* Diplodus *genera, stations showed significant differences also for the station factor.*

***Key-words:*** *abundance, commercial species, marine parks, coastal zone, variance analysis.*

## Introduzione

La continua pressione sull'ambiente marino ha portato ad una riduzione degli stock ittici con una diminuzione della biomassa sfruttabile. Parallelamente al crescente sfruttamento, è andata maturando la consapevolezza della necessità di una maggiore protezione ambientale, in particolare dell'ecosistema marino (Cognetti e Cognetti, 1992). In tale contesto le riserve marine possono contribuire non solo alla salvaguardia del patrimonio biologico ed alla conservazione di importanti biotopi costieri, ma anche consentire uno sfruttamento sostenibile delle risorse.

Il presente lavoro è volto a cogliere le eventuali differenze tra le abbondanze, sia di specie ittiche di interesse commerciale, sia del solo genere *Diplodus* considerato "bio-indicatore" dell'impatto dovuto alla pesca (Harmelin *et al.*, 1995), in aree a diversa protezione nell'isola di Capraia.

## Materiali e metodi

L'Isola di Capraia, compresa nel Parco dell'Arcipelago Toscano, presenta due livelli di protezione: una zona a protezione integrale (zona 1), ed una zona a protezione parziale (zona 2). Nella sola zona a protezione parziale è permessa la pesca professionale alle quattro imbarcazioni della marineria dell'isola, che utilizzano esclusivamente attrezzi fissi. A tutti i residenti, è inoltre consentito, limitatamente alla zona 2, la pesca sportiva con lenza, bollentino e palamito (meno di 70 ami).

I campionamenti della popolazione ittica sono stati effettuati mediante censimenti visivi con il metodo del punto fisso in immersione. Tale metodologia permette di ottenere stime di abbondanza in habitat protetti dove altri tipi di campionamento avreb-

bero un impatto elevato (Samoilys, 1991). Dal maggio al dicembre 2000, sono stati eseguiti 144 rilevamenti in 6 stazioni scelte a random (3 nella zona 1 e 3 nella zona 2), caratterizzate da substrato roccioso e con profondità compresa tra 8 e 12 m.

Per verificare eventuali differenze tra le abbondanze delle specie di valore commerciale (18 specie non gregarie, catturabili con attrezzi fissi) (Tab. 2) e delle sole specie appartenenti al genere *Diplodus* (*D. annularis*, *D. puntazzo*, *D. sargus*, e *D. vulgaris*), è stata utilizzata un'ANOVA a tre vie utilizzando come fattori la data di campionamento (3 livelli) e il tipo di protezione dell'area considerata (2 livelli: P1 = area a protezione totale e P2 = area a proterzione parziale) come variabili (rispettivamente random il primo e fisso il secondo) ortogonali l'uno all'altro e la stazione (3 livelli) come variabile random gerarchizzata nell'interazione degli altri due (Underwood, 1997). Per ciascuna delle sei stazioni sono stati effettuati otto campionamenti (repliche) nelle tre diverse date. Le omogeneità delle varianze sono state verificate attraverso il test di Cochran, apportando, quando necessario, le opportune trasformazioni.

Tab. 1 - Effetto della data, del livello di protezione e della stazione sull'abbondanza totale delle specie commerciali e del genere *Diplodus*. I valori in grassetto indicano i livelli di significatività (* p<0,05; ** p<0,01).

*Effect of time, protection level and station on total abundance of commercial species and* Diplodus *spp. Significant values are shown in bold type (* p<0,05; ** p<0,01).*

| | | **Specie commerciali** | | | ***Diplodus* spp.** | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Fonti di variabilità | g.l. | $\overline{SQ}$ | *F* | p | $\overline{SQ}$ | *F* | p | Denominatore per *F* |
| Data = D | 2 | 0,6658 | 6,6211 | **0,0115** | 2,4878 | 15,0376 | **0,0005** | St(DxP) |
| Protezione =P | 1 | 0,6464 | 4,71504 | 0,1621 | 0,3095 | 1,4849 | 0,3472 | DxP |
| DxP | 2 | 0,1371 | 1,3633 | 0,2927 | 0,2084 | 1,2597 | 0,3187 | St(DxP) |
| Stazione (DxP) = St(DxP) | 12 | 0,1006 | 0,0065 | 0,11446 | 0,1654 | 1,8373 | **0,0488** | Residuo |
| Residuo | 126 | 0,0648 | | | 0,0900 | | | |
| Test di Cochran: | | C = 0,173 p>0,01 | | | C = 0,148 p>0,01 | | | |
| Trasformazione | | Log (x+1) | | | Log (x+1) | | | |

Tab. 2 - Lista delle specie commerciali.

*List of commercial species.*

| | | |
|---|---|---|
| *Diplodus annularis* | *Labrus merula* | *Scorpaena porcus* |
| *Diplodus puntazzo* | *Labrus viridis* | *Scorpaena scrofa* |
| *Diplodus sargus* | *Muraena helena* | *Symphodus tinca* |
| *Diplodus vulgaris* | Mugillidae | *Spondyliosoma cantharus* |
| *Dentex dentex* | *Mullus surmuletus* | *Conger conger* |
| *Epinephelus marginatus* | *Seriola dumerili* | *Sciaena umbra* |

## Risultati

Nel confronto eseguito, l'ANOVA effettuata sui valori di abbondanza totale delle specie commerciali, ha mostrato una differenza significativa ($p<0,05$) per il solo fattore data (Tab. 1). Questa tendenza è stata evidenziata anche nel test effettuato sui valori di abbondanza delle specie appartenenti al genere *Diplodus* ($p<0,01$). In quest'ultimo caso sono emerse differenze significative anche per il fattore stazione ($p<0,05$) (Tab. 1).

## Conclusioni

I test effettuati evidenziano la presenza di differenze in termini di abbondanza in funzione della data di campionamento per entrambe le analisi (specie commerciali e *Diplodus*). Ciò è dovuto probabilmente a fluttuazioni naturali della struttura del popolamento ittico ed indipendenti dal livello di protezione considerato, a differenza di quanto evidenziato da Francour (1994) ed Harmelin *et al*. (1995) dove tali fluttuazioni risultano più evidenti nelle aree a protezione integrale.

Le differenze riscontrate nelle abbondanze del genere *Diplodus* tra le stazioni, ma non tra le aree a diverso livello di protezione, potrebbero essere dovute a due fattori principali: la recente istituzione del parco e l'eterogeneità del fondale roccioso. L'eterogeneità fisica implica, infatti, una distribuzione non uniforme, determinando una relazione diretta tra rugosità ambientale, abbondanza, ricchezza e diversità specifica (Garcia-Rubies e Zabala, 1990).

Ulteriori studi, eseguiti regolarmente nel tempo, potrebbero essere utili per raggiungere una maggiore comprensione di quei fattori che influenzano la struttura del popolamento ittico in aree marine protette.

### Bibliografia

COGNETTI G., COGNETTI G. (1992) - *Inquinamenti e protezione del mare*. Calderini Ed.

FRANCOUR P. (1994) – Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, Northwestern Mediterranean*). Oceanol. Acta*, **17**: 309-317.

GARCIA-RUBIES A., ZABALA M. (1990) – Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Island marine reserve (NW Mediterranean). *Scientia Marina*, **54** (4): 317-328.

HARMELIN J.G., BACHET F., GARCIA F. (1995) - Mediterranean marine reserves: fish indices as test of protection efficiency. *P.F.Z.N.I.: Marine Ecology*, **16** (3): 233-250.

SAMOILYS M.A. (1991) - Review of the underwater visual census method developed by DPI/ACIAR project: visual assessment of reef fish stocks. Department of Primary Industries-Queensland. *Conference and workshop series*, QC92006: 55 pp.

UNDERWOOD A.J. (1997) - *Experiments in Ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, Cambridge.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 91-106

S. Ragonese

Marine Living Resources assessment Group (MaLiRA-Group)
Istituto di Ricerche sulle Risorse Marine e l'Ambiente, IRMA, Sezione IAMC-CNR,
Via Luigi Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo (TP), Italy.
sergio.ragonese@irma.pa.cnr.it

# GROWTH AND SENESCENCE INTERACTION IN FISH: THE STATE OF ART

## *CRESCITA E SENESCENZA NEI PESCI: IL QUADRO ATTUALE*

***Abstract***

*The most long living vertebrates are fish, but senescence has been characterized only in few species. The interaction between senescence and length growth in fish has been overviewed in the present contribution. Browsing the relevant literature, the relationship among these parameters and the other life history traits (longevity, size at maturity and natural mortality) was highlighted on the basis of the different theories and approaches available. The most likely driven factor affecting fish growth in length is the relation between adult and juvenile survival – reproduction trade off, but not the senescence. The interaction between genetic, phenotypic plasticity and a changing environment, likely determines the individual onset of sexual maturity and the deviation from the theoretical juvenile growth trajectory. Long living fish approach more or less quickly the asymptotic size, and keep growing for a part of a prolonged reproductive life span, resulting in a peculiar increase of the individual reproductive value with age and delayed senescence. Combining all these features, long life in fish might be an adaptation to overcome periods of recruitment failure. These stocks will react to an excessive fishing pressure lowering the size at maturity and raising the growth rate; the survivors, however, are and will be subjected to an increasing mortality, and nobody knows if this situation will guarantee enough recruitment in the long future. Although not strictly relevant from the fishery point of view, senescence should be allowed to do its job in some way, and some* refugium *must be offered to the* "very old, lean and not palatable plaices" *described by Petersen in 1898.*

***Key-words****: fish, growth, sexual maturity, longevity, senescence.*

## Introduction

In the *De Natura Animalium*, a compilation of the zoological information available in the II century a.D., Eliano (XII, 6) reported the story (based on previous tales back to Aristotele and Plinio the Elder) of the giant octopus which had feed on stolen salt fish and was killed after a hard struggle by the guardians of the store (Fig. 1).

Eliano knew very well both the growth potentiality of the octopus ("*they can become enormous having enough time*"), constrained by a short life span (1-2 years), and the cause of the precocious death ("*falling in love, the luxurious octopus consumed themselves*"). This anecdote is impressive if we consider that science has successively demonstrated that octopus are genetically programmed to die after mating (males) and newborns production (females) as a consequence of the reproductive drain; furthermore, nowadays, it is known that the control key (the sexual hormone produced by the optical gland) might be disrupted by removing or altering this gland (cfr. Kirkwood and Holliday, 1979).

Last but not least, such operation would result in deferring death and reaching a large size according to a genetic memory mechanism which modern scientists call paedomorphosis (Pauly, 1998).

The giant octopus story contains the basic ingredients of the argument the pre-

sent note deals with; in fact, any interaction between growth and senescence cannot be fully captured if reproduction, longevity and natural mortality (especially the so called extrinsic component, i.e., the mortality not strictly linked to the environment, such as predation and disease, Fig. 2) are not taken into account.

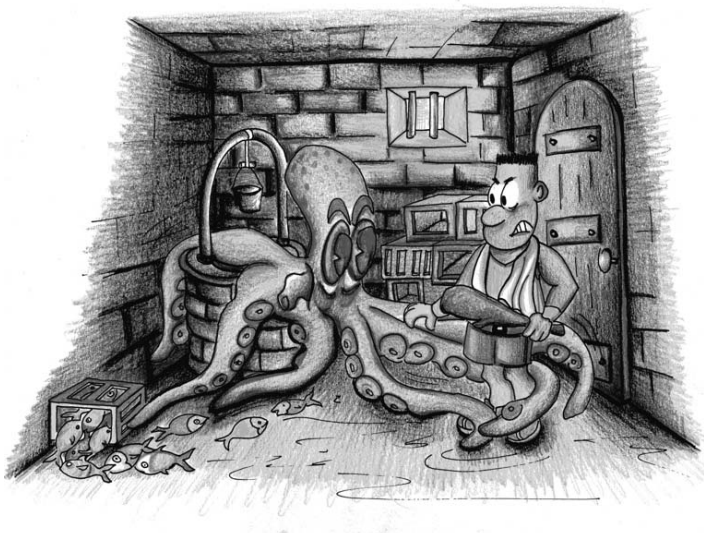


Fig. 1 - The draw illustrates an ancient example of delayed senescence in marine living organisms: the giant octopus anecdote described by Eliano in his "*De Natura Animalium*", XII, 6 (II century a.D.).

*Il disegno illustra un esempio antico di ritardata senescenza negli organismi marini: il polpo gigante descritto da Eliano nella sua compilazione naturalistica* (De Natura Animalium*", XII, 6).*

Even if maintained in the best condition of life, growing and maturing animals tend to decrease their physiological efficiency becoming older (Rickfles, 1981; Begon *et al*., 1996). In particular, for marine organisms, growth and maturity, in the broadest sense, are the variation in time of both body shape and tissue and the capability to mate or produce newborns, respectively (Weatherley, 1972). Such aspects are among the most widely studied items in the marine biology field.

On the contrary, information on senescence (or ageing or senility) is very limited, especially if we consider the interaction with growth. The first difficulty arises yet in finding a clear definition; in its broad sense, senescence is that process which in time maximizes the reproductive value fitness in a given environment. A more operative definition might be the increase in individual weakness and risk of increasing natural mortality as a consequence of the spontaneous physiological degrade (Wilson, 1983).

Before going ahead, however, it is important to note that high natural mortality does not link necessarily to senescence; impressive pulses in mortality, in fact, occur regularly in the marine life independently from longevity.

Limiting to the Mediterranean Sea and recent years, a bacterial attack of the sponging skeleton reduces drastically the sponges, quite long-lived animals (cfr. Pansini and Pronzato, 1990), in the late 80's (Ben Mustapha and Vacelet, 1991), whereas high concern raised the diffuse mortality of Mediterranean invertebrates (Perez *et al*., 2000) and Dusky grouper (Marino and Azzurro, 2001).

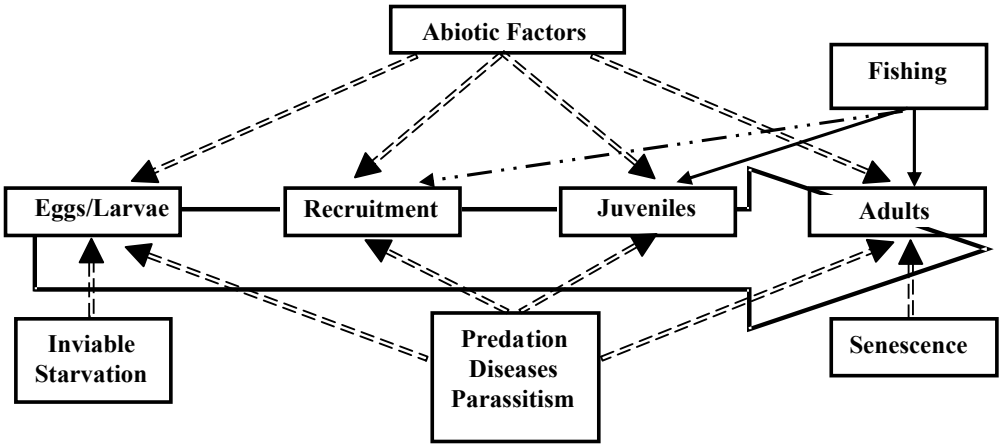



Fig. 2 - Factors influencing mortality at various life stages of fish in the Mediterranean context (modified from: Kolding and Ubal Giordano, 2002).

*Rappresentazione dei Fattori che influenzano la mortalità nei vari stadi vitali dei pesci nel contesto Mediterraneo.*

The different theories and opinions concerning the origin and shape of senescence might be synthesized at least in four basic points of view (cfr. Ebert, 1982):

a) "*The anthropocentric view*", i.e. longevity is a positive benefit in itself, and so selection favors long life (Sacher, 1978).

b) "*The deleterious genes and time of onset of senescence suppression view*", which can be split in two mechanisms, both assuming that the extrinsic mortality is the main driven force, with different motivations. The first one is the so called "*mutation accumulation*" (cfr. Medawar considerations in Ebert, 1982, and in Reznick *et al*., 2002) and explains the degrade with the establishment of those genes which give an higher fitness in the precocious phases of the life given that few old animals had the opportunity to experience natural selection (hence the capability of the natural selection to eliminate dangerous alleles decreases with age). The second one, the so named "*antagonistic pleiotropy*" (Williams, 1957), assumes that genes that enhance early-life performance (e.g. by accelerating gonad maturation) may also detract from late-life performance (e.g. by altering body tissue). In other words, under high mortality pressure, it is more convenient for an organism to invest more in maturity in earlier life; this gain, however, is paid off successively because the same genes determine senescence in the later phases of life and hence senescence will operate more and more

after an organism has reached its reproductive age. A corollary of this theoretical frame is the existence of a sort of '"*endogenous timer* ' (cfr. Skulachev, 1999; Caputo *et al*., 2002).

c) "*The r-K selection paradigm*", which does not give a proper significance to longevity, but associates it to the maintaining of stable population near the carrying capacity *K*, or rather the degree of density a population can reach in relation to fluctuating resources. Practically, a "*K*" life style population must evolve large size, intraspecific competition and long generation time. Formalized mainly by Southwood *et al.* (1974), this point of view has been in some degree sustained also recently by some authors (cfr. Gunderson, 1980).

d) "*The juvenile survival constraint*", which says that if recruitment is highly unpredictable and pre-reproductive survival is not constant, then maximum fitness can be achieved by deferring longevity and minimizing the short term investment in reproduction (Schaffer, 1974; Stearns, 1977). The positive relationship between recruitment variability and longevity, in particular, is known as the "*Murphy's law*" (Murphy, 1967; Longhrust, 2002).

The previous points refer to all the living being kingdoms, even if most of the studies have dealt with vertebrate; fish, as it will be discussed below, show some important peculiarities in respect to birds, reptilians, mammals and company. Aim of the present paper is to analyze the interaction between senescence and length growth in fish on the basis of the theories and evidences piled up in the last decades.

## Materials and methods

No explicit reference was found concerning the direct interaction between growth (as defined below) and senescence in fish. Within the relevant literature, in fact, the attention is generally focused in the links among other life history traits such as natural mortality (*M*; cfr. Chen and Watanabe, 1989), longevity (or "*life span*", $T_{max}$; cfr. Reznick *et al*., 2002), size and age at the onset (50% of the population) of sexual maturity ($l_m$ and $t_m$; cfr. Jensen, 1996), and other reproductive aspects (lifetime fecundity, gonosomatic indexes, reproductive value; cfr. Reznick *et al*., 2002).

Among the above parameters, the longevity is undoubtedly the most difficult to define and estimate (Hoenig, 1983; Leaman and Beamish, 1984). First of all, it must not be confused with the "*maximum exploitable age*" ($t_\lambda$), i.e. the age above which the contribution to the fishery is reduced (Beverton and Holt, 1957). Secondly, according to the most commonly accepted definition (Hoenig, 1983), longevity in wild might be considered as the mean age of the specimens which fall in the oldest quantile of a length frequency distribution (LFD) representative of an undisturbed population, or as the maximum age detected in a given sample of fish, where the sample dimension is given by the total amount of specimens among which the oldest ones were selected.

Consequently, a set of contributes dealing with senescence and the other basic life history traits was selected in order to attempt a characterization of the interaction between growth and senescence, if any. First of all, the following basic terminology and definitions have been operationally adopted.

Growth is herein defined as the absolute variation in length with time (cfr. Ricker, 1975; 1979). As a matter of fact, absolute individual growth is only an index of the resultant contrasting anabolism and catabolism processes which occur at cells and tissues level. Body weigh or the ratio BW/L might have represented better alternatives (Beverton and Holt, 1959; Ragonese *et al*., 2002).

Most part of the selected papers, however, analyzed the links in term of size in length instead of size in weight, therefore length was maintained.

Senescence is preliminarily considered as the age interval in which individual sexual function is reduced or dying out and growth in length ceases or else becomes extremely slow (the "*period of senility*" by Nikolsky, 1963).

Hence, by miming the Hilborn and Walters (1992) requirements for any assessment (figure out a formal model with parameters to be estimated, find observed data from a population to use to estimate the parameters and individuate a criterion to judge the goodness of fit to the data), the following expressions were adopted as general reference.

In particular, the von Bertalanffy Growth Function (VBGF) can be manipulated by using the so called Hoenig's rule ($M=v/T_{max}$, where $v$ is about 4; Mangel and Abrahams, 2001) and the Beverton's Growth-Longevity-Maturity plot (GLM; Beverton, 1992) resulting in:

$$\frac{l_m}{L_\infty} = 1 - \exp - (k * T_{\max} * M * t_m)$$

the parameters contained in the previous formula are shaped by the environmental driven natural selection, can be collectively summarized as life-history traits and represent the basic ingredients behind any assessment or management study (Cole, 1954; Beverton and Holt, 1959; Stearns 1976; Adams, 1980; Roff, 1984; Beverton, 1992; Charnov, 1993; Jensen, 1996; Frisk *et al*., 2001).

Although not implicitly included in the above presented expression, the difference between $T_{max}$ (longevity, which is only a proxy of senescence) and $t_m$ (age at maturity) represents the so called "*reproductive life span*" or "*post-maturation life span*".

Now, it is worth noting that $T_{max}$ interacts both directly and indirectly with all the others parameters; in fact, on the basis of the existing trade-offs in growth and mortality and evolutionary theory, one expects that in a given stock, the age at maturation should be adjusted to the life-span, so that maximum contribution to reproduction could be achieved (Roff, 1984; Beverton, 1992; Jensen, 1996).

The effects of this theoretical and empirical frame is that both at the inter- and intra- specific level, long living animals should grow slower, reproduce later, reach larger asymptotic size and minimal level of natural mortality (Taylor, 1958; Jones and Johnston, 1977; Jensen, 1996; Charnov, 1993; Stamps *et al*., 1998).

Both the direct and indirect relationships of the previous frame, however, are not so simple. According to the Alm's point of view (Alm, 1959, in Stearns and Randall, 1984), for example, fish mature along a single age-size trajectory, concave downward as growth rate vary. On the contrary, the empirical association between the pattern of dispersion of length at age and longevity (Bowker, 1996) might represent an example of indirect link.

The ratio $l_m/L_\infty$ denotes the so-called "*reproductive load*" (Beverton and Holt, 1959; Froese and Pauly, 2003) and represents an important reference for the derivation of the so called "*Beverton and Holt's Invariant*" from the VBGF (Jensen, 1996); moreover, a slight recall of VBGF attributes might be welcomed (cfr. Kolding and Ubal Giordano, 2002). Originally derived from bioenergetics principles, where changes in size were considered the results of contrasting (anabolism and catabolism) processes driven by the physiological useful surface (i.e., absorption of either food or oxygen in function of the surface of the gut or gills; cfr. Pauly, 1998), this model was hence applied empirically in fishery science (Ricker, 1975; 1979).

According the classic (three parameters; non seasonal) VBGF, a given fish grows indefinitely, but with continuously decreasing rates with age. In particular, the asymptotic length ("*L-infinity*"; $L_\infty$) represents the maximum length of an infinitely old fish, whereas $k$ is the curvature parameter (or Brody coefficient). Strictly speaking, $L_\infty$ must be considered as the mean value of the probability distribution function of the infinitely old fish; the practical consequence is that $L_\infty$ tends to be higher or lower than $L_{max}$ (maximum length) in small and large size fish, respectively. The second parameter, $k$, is not a true growth rate, but it determines how fast the fish reaches its asymptotic size.

As other growth models, the VBGF has some limits: the ontogeny of a fish is characterized by different developmental stages (the so called "*stanzas*"; Vasnetsov, 1953, in Ricker, 1979) and an unique curve seldom is able to describe the whole life trajectory. Notwithstanding these limitations, the VBGF remains the most suitable model in fishery science especially if the Ricker's rule that the only criterions for choosing a growth curve are goodness of fit and convenience (Ricker, 1979) is assumed.

A full compilation of GML-plots was beyond the aim of this paper, but a subset of representative data were derived from Beverton (1992), Frisk *et al*. (2001) and Froese and Pauly (2003).

In contrast to growth and reproduction, which might be treated also individually, natural mortality ($M$, i.e. the chance of dying for all the possible causes, but fishing) applies to the population level in stock assessment.

Empirical studies have shown that there is a strong inverse correlation between age at maturity (and the corresponding energy investment into gonad) and natural mortality, which can be considered as a trade-off between the advantages of being big and the probability of dying without reproducing (Gunderson 1980; Hoenig, 1983; Roff 1984, Gunderson and Dygert 1988; Kolding and Ubal Giordano, 2002). $M$ is also linked directly ($k$) or inversely ($L_\infty$) to the VBGF parameters (Beverton, 1992; Kolding and Ubal Giordano, 2002).

At this point, two convenient operative hypotheses can be formulated as follows:

1) senescence is strictly associated to the mortality, but not growth pattern;
2) individual growth in length, therefore, would be determined within wide limits genetically, and trigged by many factors (such as food availability, temperature, density dependence interaction, hierarchical behavior etc.), of which reproduction represents the most striking aspect.

At least two representative models can be used to sustain the above presented hypotheses:

1) the positive relationship between natural mortality and senescence when the latter has enough time to become effective (Chen and Watanabe, 1989);
2) the linkage between growth in length and the inverse relationship between the reproduction investment and the size at maturity (Stamps *et al*., 1998).

The expressions corresponding to the previous reported hypotheses are:

for the Chen and Watanabe (1989) model:

$$1a) M_{(t)} = \frac{k}{1 - \exp - k(t - t_0)}$$

$$1b) M_{(t)} = \frac{k}{a_0 + a_1(t - T_M) + a_2(t - T_M)^2}$$

where 1a and 1b are used when $t \leq T_M$ or $t = T_M$, respectively. The three "*a*" coefficients and $T_M$ are computed according to:

$$a_0 = 1 - \exp(-k * (T_M - t_0))$$

$$a_1 = k \exp(-k * (T_M - t_0))$$

$$a_2 = -\frac{1}{2} k^2 \exp(-k * (T_M - t_0))$$

$$T_M = -\frac{1}{k} \log_e |1 - \exp kt_0| + t_0$$

As concerns the $2_{nd}$ model (Stamps *et al*., 1998)

$$2a) \frac{dL}{dt} = q - a * L$$

$$2b) \frac{dL}{dt} = q - \left( a + \frac{b}{L_\infty} \right) * L$$

expressions $2_a$ and $2_b$ are used to model the size before and after sexual maturity; in particular, *q* denotes the maximal growth rate and *a* is the decline rate as a function of body length; the ratio *q/a* represents the asymptotic size in case of no maturation.

## Results

The selected reproductive load and $k*T_{max}$ data (Tab. 1) are presented in Fig. 3. Although some noise can be detected due to observational errors and life trait plasticity (Beverton, 1992), a curvilinear trend is still evident: as expected, growth-longevity and maturity balance themselves, but the longer the life span is the higher the reproductive load will be (i.e., it would be a more justifiable risk to postpone maturation).

As concerns the mortality and longevity relationship, three basic patterns have been found in literature (Fig. 4).

A) Catastrophic or rapid and massive mortality as a consequence of stress induced by reproduction (e.g. cephalopods; Caddy, 1996) or permanent body tissue degradation (cfr. the below described case of *Aphia minuta*; Caputo *et al*., 2002).

B) Gradual extinction of the cohort, with no particular evidences of senescence (such might be the case of red mullet, *Mullus barbatus*, in the Mediterranean Sea.

C) Quick increase of natural mortality with ageing starting at $T_M$, i.e. the intersection between the age at the end of the reproductive span and senescent growth phase (such seems the general case of gadoids; cfr. Tretyak, 2000) and might be applied to Mediterranean Hake (*Merluccius merluccius*).

Tab. 1 - Subsets of representative fish growth-longevity and reproductive load data used to produce the GLM-plot of Fig. 3.
*Fattori crescita-longevità e maturità-taglia sintotica nei pesci utilizzati per la Fig. 3.*

| ***Taxon*** | $k^*T_{max}$ | $L_m/L_{oo}$ |
|---|---|---|
| From Froese and Pauly, 2003 | | |
| *Dicentrarchus labrax* | 3.42 | 0.49 |
| *Diplodus annularis* | 3.92 | 0.42 |
| *Helicolenus dactylopterus* | 4.21 | 0.74 |
| *Lepidorhombus bosci* | 2.09 | 0.45 |
| *Lithognathus mormyrus* | 1.96 | 0.42 |
| *Lophius piscatorius* | 0.97 | 0.58 |
| *Merluccius merluccius* | 0.73 | 0.52 |
| *Mullus barbatus* | 2.75 | 0.42 |
| *Mullus surmuletus* | 0.83 | 0.33 |
| *Pagellus acarne* | 1.89 | 0.53 |
| *Pagrus pagrus* | 1.64 | 0.56 |
| *Raja clavata* | 4.83 | 0.73 |
| *Sardina pilchardus* | 2.73 | 0.76 |
| *Scomber japonicus* | 2.17 | 0.54 |
| *Scomber scombrus* | 4.05 | 0.67 |
| *Scorpaena porcus* | 0.97 | 0.47 |
| *Solea solea* | 2.38 | 0.98 |
| *Spicara smaris* | 1.62 | 0.59 |
| *Trachurus trachurus* | 1.30 | 0.44 |
| *Trisopterus minutus* | 1.07 | 0.55 |
| From Beverton, 1992 | | |
| *Clupeiformes* | 2.5-7.0 | 0.70-0.88 |
| *Gadiformes* | 2.5-5.5 | 0.45-0.78 |
| *Sebastes spp.* | 3.5-13.5 | 0.64-0.82 |
| *Pleuronectiformes* | 1.5-3.5 | 0.4-0.62 |
| From Frisk *et al.,* 2001 | | |
| *Rajidae* | 0.8-3.7 | 0.58-0.95 |
| *Other Elasmobranchs* | 0.8-12.2 | 0.5-0.82 |

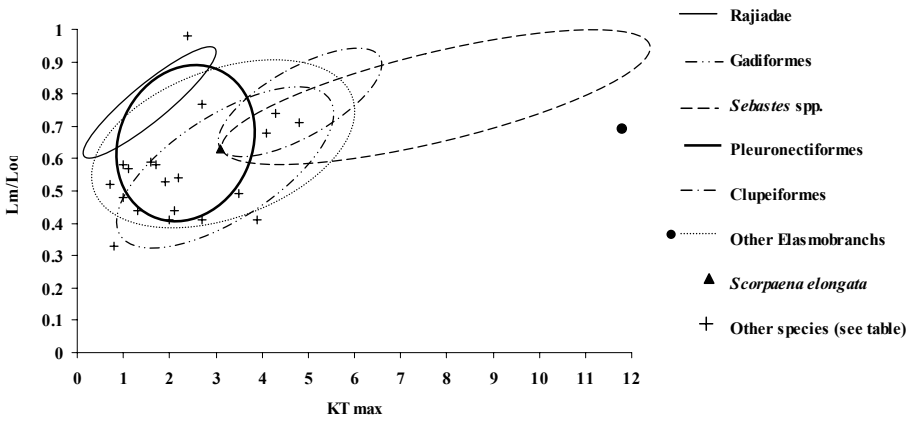



Fig. 3 - Schematic Growth- Longevity-Maturity (GML)-plot based on subsets of representative data (the *taxa*, corresponding values and the source are presented in Tab. 1).

*Schematica rappresentazione dei dati di crescita, maturità e longevità nei pesci (vedi Tab. 1 per i dettagli).*

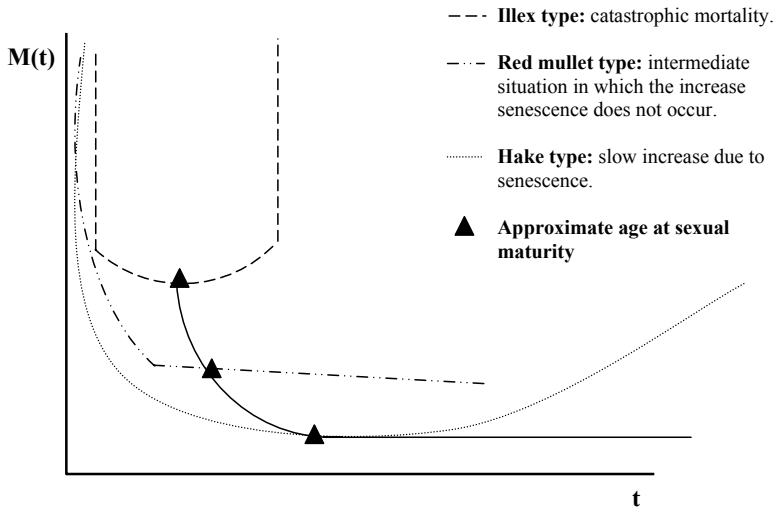



Fig. 4 - The three basic types of plausible relationships between natural mortality (*M*; y-ax) and age (x-ax); the increase of *M* in the Hake type occurs at the intersection between the age at the end of the reproductive span and senescent growth phase ($T_M$) when the latter has enough time to become effective (modified from Chen and Watanabe, 1989).

*Le tre tipologie di base concernenti l'andamento della mortalità naturale (M; sull'ordinata) e l'età (ascissa); l'aumento per il nasello (Hake) dovrebbe iniziare all'età $T_M$, cioè il punto di intersezione fra la fine del periodo riproduttivo e l'inizio della senescenza (modificato da Chen e Watanabe, 1989).*

Last but not least, the hypothetical patterns determined by the interaction between growth in length, onset of reproduction (besides the Alm's size-at-age concave relationship previously described) and onset of senescence are presented in Fig. 5.

With the exception of the theoretical case of a "*never maturing*" fish (n°4 in Fig. 5), the more precocious the length at which a given fish mature is, the higher the departure from the "*juvenile*" growth trajectory will be. This departure should corresponds to the so called "*growth cost of reproduction*" (cfr. Roff, 1984), i.e., any reproductive associated factor which determines a reduction in the growth line of an adult and which is assumed to be higher in smaller specimens (Stamps *et al*., 1998). A corollary of this theoretical frame is that long living fish, given the possibility to increase its fecundity and reproductive value (i.e. the expected reproduction after a given age of a survivor to that age), as consequence of the continuous growth, have evolved specific mechanisms to postpone senescence although they cannot avoid it completely.

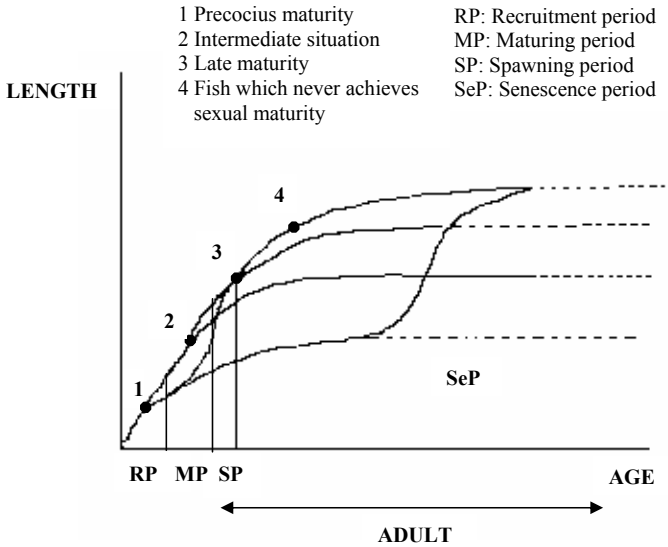



Fig 5 - The departure from the "juvenile" growth trajectory in fish assuming an inverse relationship between the reproduction investment and the size at maturity; the 4th fish will never achieve sexual maturity. According to this model, senescence does not influence growth (modified from Stamps *et al*., 1998).

*Lo scostamento dalla linea di crescita "giovanile" nei pesci ipotizzando una relazione inversa fra il costo riproduttivo e la taglia di maturità; il pesce n° 4 non raggiungerà mai la maturità sessuale. Secondo questo modello, la senescenza non influenza la crescita (modificato da Stamps* et al., *1998).*

The browsing of the selected literature on the basis of the argumentations presented in this contribution, allowed the compilation of the following synthetic points.

1) Fishes include the most long living vertebrates (Cailliet *et al*., 2001), nevertheless, senescence has been characterized only in few species (Reznick *et al*., 2002).
2) Fish generally keep growing after the onset of reproduction although at a lower rate, but long living fish typically approach quickly the asymptotic size and can grow for many years (decades) without any appreciable further increment in length (Beverton, 1992). One plausible explanation of why some long living fish stop growing whereas other show some degree of increase in somatic weigh might be find in the kind of feeding adaptation (Jones, 1989).
3) The decrease in the linear length reflects mainly the onset of maturity and then two curves should be used to describe growth in long living fish, especially when they continue to grow at least at the beginning of the reproductive life span (cfr. Day and Taylor, 1997). The existence of very large "*virginal*" or "*extra-spent*" animals, which have by-passed the maturity for natural (pathological or genetic diseases) or men induced (castration or reproduction inhibition), represent further evidences supporting the assumption that growth costs of reproduction are inversely related to the size at maturity (Stamps *et al*., 1998).
4) The experimental or theoretical existence of very large and old, no more growing although not mature animals (not only in fish), raise some doubts about the suggestion that maturity is trigged by the reduction in growth given the limited surface area constrain (cfr. Pauly, 1998).
5) Nevertheless, the "*reproductive drain hypothesis*", i.e., the reduction of growth after the first occurred maturation as a consequence of energy diversion to the gonads (cfr. Woodhead, 1979) has been questioned (Pauly, 1998) mainly considering that in many species females invest more on gonads, but also grow more than males.
6) Comparing points 4 and 5, it is evident that a complex mixture of signals and factors do trigger the onset of maturity and growth variation.
7) Some degree of post maturing growth and the reduced mechanical constraints (fish are sustained by the water), are the main factors which explain the differences between fish (and marine animals in general) with the terrestrial counterparts; the former, in fact, tend to increase both net fecundity and the reproductive value with age, whereas the latter stabilize these parameter after the sexual maturity is reached (Froese and Binohlan, 2000; Reznick *et al*., 2002).
8) In spite of the differences in the reproductive pattern, a large body of experiences and studies has highlighted some common features in the life history of all vertebrates: $T_{max}$ is positively related to $t_m$ and negatively associated to growth rate and components of the reproductive investments (Reznick *et al*., 2002).
9) Given that fish share basically common life traits, but not all fish have evolved the same life history pattern, a different cause might be found to explain the heterogeneous longevity and senescence incidence (Reznick *et al*., 2002). By the way, among the plausible factors, the interaction between spawning and spatial and temporal strategies is likely one of the most relevant (cfr. the "*by-pass*", "*intermediate*" and "*saturation*" categories by Garrod and Horwood, 1984).
10) Short living marine animals (not only fish, cfr. Beverton and Holt, 1959, but also cephalopods, Caddy, 1996) usually manifest abrupt genetically programmed and permanent organ degeneration arising a sort of rapid and intensive senescence which led to a catastrophic mortality and to the extinction of the cohort. One recent example is the pelagic and progenetic (i.e., adult maintain larval traits; Gould, 1977), goby *A. minuta* which ends its year life cycle after an

irreversible degeneration of the intestinal epithelium due to apoptosis (Caputo *et al*., 2002). There are evidences, however, that short life species have evolved by long living ancestors (by neoteny or progenesis; Gould, 1977), maintaining the potentiality to grow further according to an asymptotic model (for example, the paedomorphosis in squids; Pauly, 1998).

11) Long living fish, on the contrary, showed delayed senescence both taking into account observational data (as the famous cases of the "*very old, lean and not palatable*" plaices described by Petersen in 1894 and reported by Cushing, 1981) and theoretical data (cfr. Roff, 1984; Reznick *et al*., 2002) resulting in a rapid (but not catastrophic) increase of natural mortality with age (Chen and Watanabe, 1989; Tretyak, 2000; Gerking 1957 in Reznick *et al*., 2002).
12) Fish showing an intermediate longevity between the two extremes previously described (such could be the case of red mullet) have evolved a similar growth and maturity pattern (i.e., rapid growth during the juvenile phase slowing down after maturity), but both senescence and increase in *M* are practically undetectable (i.e., the 1st senescent growth type of Chen and Watanabe, 1989).

## Conclusions

Some decades ago, Bidder considered fish as immortal beings because they do not experience senescence given their indeterminate growth holds also after maturity (Bidder, 1932, in Beverton and Holt, 1959, and Reznick *et al*., 2002). This idea was disproved by successive evidences, but the objective difficulty in understanding senescence evolution remains. Perhaps, the most critical aspect consists in distinguishing the adaptations induced by the phenotypic plasticity from the components due to the genetic evolution; practically, fish seem to be programmed to be able to survive and reproduce within a wide range of even changing environments.

As an index of the difficulty in dealing with senescence, it is interesting to highlight the lack of agreement about the general theoretical frame. For example, the *r-K* selection paradigm (the c point in the introduction), seems nowadays inadequate mainly considering the not clear relationships between the carrying capacity and the life history traits (Stearns, 1977). At this stage, the most favored point of view is that based on the suggestion that the different life-history patterns should be considered a function of relative size-specific mortality (Schaffer, 1974; Stearns, 1977).

Thus, a low-somatic and high reproductive allocation of energy indicates that continued existence of the individual beyond the first reproduction is not profitable, due to the risk of dying from physical disturbances. On the other hand, biotic mortality (mainly predation) is considered foremost to affect the small/recruits/juveniles (Fig. 2) individuals in a population (Cushing, 1974; Bailey and Houde, 1989; Caddy, 1996). Hence, if mortality is reduced with increasing size, it is advantageous to initially invest more in growth relative to reproduction.

In conclusion, the balance between reproduction and growth, in an optimal life history, seems to be determined from the relation between adult and juvenile survival (Charnov and Schaffer, 1973; Horn, 1978).

This last sentence gives new insights in the senescence-growth interaction; on one side, both experimental and theoretical evidences suggest that the driven factor affecting fish growth in length and reproduction is primarily "*the relation between adult and juvenile survival*", but not the senescence. This explanation, furthermore, contains in *nuce* the key to understand the existence of so many long living (even ultra

centenary; cfr. the famous huge pike of more 5 m length 148 kg weigh; Hederström, 1759 in Anon., 1959) fish in the sea, in spite of centuries of fishing depletion.

Both short and long living fish, in fact, have the basic goal to allocate resources in growth and maturity in order to maximize the net reproductive rate. Likely the interaction between genetic and phenotypic plasticity linked with a changing environment, a fish must face with, at least in some period of its life, determines the individual onset of sexual maturity and the consequent deviation from the theoretical juvenile growth trajectory.

Since the ultimate objective of a population is to maintain itself in time by producing enough newborns and protecting them against the adverse conditions, the impressive longevity and deferred senescence of many fish species might be an adaptation to overcome even repeated years of bad recruitments maintaining a buffer of spawning population at sea (Leaman and Beamish, 1984; Cailliet *et al*., 2001).

What about short life species? The recent example of the progenetic goby (Caputo *et al*., 2002) suggests that the same result can be reached in a different way and similar to that adopted in squid. As a matter of fact, squid are primarily annual species with impressive growth plasticity, but limited buffering capabilities; so stocks can only achieve stabilization by spawning several micro-cohorts throughout the year to disperse widely in space into equally variable microhabitats (O'Dor, 1998).

In long living fish it is likely that early- middle- and late-maturing genotype have been evolved and were represented in each cohort of unexploited fish (Tretyak, 2000); the widespread intensive and continuous fishing will definitively sweep out the latter genotype in the future.

Long living stocks will react lowering the size at maturity and raising the growth rate (cfr. Rochet, 1998). The survivor fish, however, are and will be subjected to an increasing mortality and nobody knows if this situation will be able to keep the long-level of recruitment required for the maintenance of the stock.

The quick removal of large and very old long living specimens by a too heavy fishery, consequently, might compromise the long time stability of these resources (Longhurst, 2002) especially when the limited compensation capability was buffered by the distributional characteristics (Garrod and Horwood, 1984). Although not strictly relevant from the fishery point of view, senescence should be allowed to do its job in some way and some "*refugium*" must be offered to the "*very old, lean and not palatable Petersen's plaices*".

**Riassunto**

Fra i vertebrati, i pesci comprendono le specie maggiormente longeve, eppure gli effetti della senescenza sul loro ciclo vitale sono stati studiati solo in poche specie. Nel presente contributo, le conoscenze sulle interazioni fra crescita in lunghezza e senescenza nei pesci sono state rivedute e presentate in un quadro coerente. In particolare, le relazioni fra i principali parametri demografici, più rilevanti per la valutazione delle risorse e comunemente studiati in letteratura (crescita, mortalità naturale, taglia ed età di maturità sessuale e longevità), e la senescenza, sono state analizzate alla luce delle principali teorie e punti di vista esistenti. Innanzitutto, viene data una definizione operativa della "senescenza", come l'indebolimento delle capacità vitali di un organismo ed aumento della probabilità di morte, per cause naturali, in conseguenza di un lento e spontaneo degrado fisiologico collegato all'invecchiamento; quindi, le origini e le manifestazioni di questo fenomeno vengono interfacciate con le teorie fondamentali (la visione antropocentrica, accumulo delle mutazioni, pleiotropia antagonistica, il paradigma r-K e la forzante della sopravvivenza dei giovanili) nell'ambito di un modello demografico basato su una più generale interpretazione della curva di von Bertalanffy (per la crescita) e sulla curva a "vasca da bagno" per la mortalità naturale. L'analisi della letteratura disponibile sull'argomento, per quanto concerne i pesci, ha portato alle seguenti conclusioni: a) la crescita in lunghezza è influenzata principalmente dalla interazione fra i tassi di sopravvivenza degli adulti e dei giovanili e dagli

schemi riproduttivi conseguenti, ma non dalla senescenza; b) il raggiungimento della taglia di maturità sessuale, in particolare, dipende dalla interazione fra la peculiare plasticità genetica-fenotipica e le condizioni ambientali e, c) questo momento corrisponde ad una deviazione più o meno marcata dalla traiettoria di crescita che un pesce seguirebbe nel caso non raggiungesse mai la maturità sessuale, momento che comunque si verifica prima che la senescenza possa manifestare i suoi effetti. I pesci longevi, di conseguenza, raggiungono più o meno rapidamente una taglia asintotica, continuando però a crescere, prolungando in questo modo la loro vita riproduttiva e il loro valore riproduttivo individuale e cosi facendo ritardando l'insorgenza della senescenza. In pratica, la lunga vita e la posticipata senescenza manifestata da molte specie di pesci sono adattamenti sviluppatisi, grazie alla possibilità di prolungare ed aumentare il valore riproduttivo individuale, per ovviare a periodi di condizioni avverse per la sopravvivenza dei giovanili. Dal punto di vista della pesca, la risposta di queste popolazioni ad un eccessivo sfruttamento (i.e., un forte aumento della mortalità degli adulti per cause non naturali) consiste in una precoce riproduzione ed in un aumento del tasso di crescita, ma nessuno è in grado di stabilire se questa compensazione potrà essere sufficiente a garantire un livello di reclutamento adeguato nel lungo termine. Mantenere un minimo di "senescenza" nei pesci longevi, per esempio creando dei rifugi per gli adulti "very old, lean and not palatable" (come venivano descritti le platesse senescenti da Petersen alla fine del XIX secolo) dovrebbe costituire un obbiettivo gestionale per ridurre il rischio di un collasso da reclutamento di questi animali.

**Acknowledgements**

The author wishes to thank E. Arneri (ISMAR-CNR, Ancona, Italy), Karim Ben Mustapha (INSTM, Salammbô, Tunisia) and M. Pansini (DIP.TE.RIS, Genova, Italy) for having provided material and suggestions. Special thanks to Gaia Morizzo (IRMA-CNR, Mazara, Italy), who prepared the tables and figures (with the exception of the Eliano's octopus anecdote picture painted by Roberta Ragonese). Anna Lisa Alessi fixed the awful English of the original version of the present contribution.

**References**

ADAMS P.B. (1980) - Life history patterns in marine fishes and their consequences for fisheries management. *Fish. Bull*., **78**: 1-12.

ANONYMOUS (1959) – Observations on the age of fishes by Hans Hederström. *Institute of Freshwater Research Drottningholm*, Rep. n° 40: 11-14.

BAILEY K.M., HOUDE E.D. (1989) - Predation on early developmental stages of marine fishes and the recruitment problem. *Adv. Mar. Biol.*, **25**: 1-83.

BEGON M., HARPER J.L., TOWNSEND C.R. (1996) - *Ecology. Individuals, populations and communities*. 3rd ed. Blackwell Science Ltd., Oxford (Etc.): 1069 pp.

BEN MUSTAPHA K., VACELET J. (1991) - Etat actuel des fonds spongifères en Tunisie. In. C.F. Boudouresque *et al*. (eds), *Les espèces marines à protéger en Méditerranée,* France, GIS Posidonie: 43-46.

BEVERTON R.J.H. (1992) – Patterns of reproductive strategy parameters in some marine teleost fishes. *Journal of Fish Biology*, **41** (Suppl. B): 137-160.

BEVERTON R.J.H., HOLT S.J. (1957) - *On the dynamics of exploited fish populations*. Fish. Invest. Minist. Agric. Fish. Food G.B. (2 Sea Fish.), **19**: 533 pp.

BEVERTON R.J.H., HOLT S.J. (1959) - A review of the lifespan and mortality rates in nature and their relation to growth and other physiological characteristics. *Ciba Found. Colloq. Ageing*, **5**: 142-177.

BOWKER D.W. (1996) – The bias associated with the dispersion of length at age in the estimation of growth and mortality parameters from uni-modal length-frequency data. *J. Fish Biol*., **49**: 743-747.

CADDY J.F. (1996) – Modeling natural mortality with age in short–lived invertebrate populations: definition of a strategy of gnomonic time division. *Aquat. Living Resour*., **9**: 197-207.

CAILLIET G.M., ANDREWS A.H., BURTON E.J., WATTERS D.L., KLINE D.E., FERRY-GRAHAM L.A. (2001) – Age determination and validation studies of marine fishes: do deep-dwellers live longer? *Experimental Gerontology*, **36**: 739-764.

CHARNOV E.L. (1993) – *Life history invariants. Some explorations of Symmetry in Evolutionary Ecology*. Oxford University Press: 167 pp.

CHARNOV E.L., SCHAFFER W.M. (1973) - Life-history Consequences of Natural Selection: Cole's Results Revisited. *Am. Nat*., **107**: 791-793.

CHEN S., WATANABE S. (1989) - Age dependence of Natural Mortality Coefficient in Fish Population Dynamics. *Nippon Suisan Gakkaishi*, **55** (2): 205-208.

CUSHING D.H. (1974) – The possible density-dependence of larval mortality and adult mortality in fishes. In: Blaxter J.H.S. (ed), *The early life history of fish*. Berlin, Springer–Verlag: 103-111.

CUSHING D.H. (1981) – *Fisheries Biology: A study in population dynamics*. 2nd ed. The University of Wisconsin Press: 295 pp.

CAPUTO V., CANDI G., ARNERI E., LA MESA M., CINTI C., PROVINCIALI M., NISI CERIONI P., GREGORINI (2002) - Short lifespan and apoptosis in *Aphia minuta*. *Journal of Fish Biology*, **60**: 775–779.

COLE L.C. (1954) - The population consequences of life history phenomena. *Quarterly Review of Biology*, **29**: 103–137.

DAY T., TAYLOR P.D. (1997) - Von Bertalanffy's growth equation should not be used to model age and size at maturity. *American Naturalist*, **149**: 381-393.

EBERT T.A. (1982) - Longevity, life history and relative body wall size in sea urchins. *Ecological monographs*, **52** (4): 353-394.

FRISK M.G., MILLER T.J., FOGARTY M.J. (2001) – Estimation and analysis of biological parameters in elasmobranch fishes: a comparative life history study. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **58**: 969-981.

FROESE R., BINOHLAN C. (2000) – Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *J. Fish Biology*, **56**: 758-773.

FROESE R., PAULY D. (eds) (2003) - *FishBase. World Wide Web electronic publication*. Version 26 May 2003.

GARROD D.J., HORWOOD J.W. (1984) - Reproductive strategies and the response to exploitation. In: G.W. Potts & R.J. Wottom (eds), *Fish reproduction: strategies and tactics*. Academic Press, London: 367-384.

GOULD S.J. (1977) - *Ontogeny and Phylogeny*. Cambridge, Harvard University Press.

GUNDERSON D.R. (1980) - Using r-K Selection Theory to Predict Natural Mortality. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.,* **37**: 2266-2271.

GUNDERSON D.R., DYGERT P.H. (1988) - Reproductive effort as a predictor of natural mortality rate. *J. Cons. int. Explor. Mer*, **44**: 200-209.

HILBORN R., WALTERS C.J. (1992) - *Quantitative Fisheries Stock Assessment. Choice, Dynamics and Uncertainty*. Chapman & Hall, London: 570 pp.

HOENIG J.M. (1983) - Empirical Use of Longevity Data to Estimate Mortality Rates. *Fish. Bull*., **82** (1): 898-903.

HORN H.S. (1978) - Optimal Tactics of Reproduction and Life-History. In: J.R. Krebs and N.B. Davies (eds), *Behavioral Ecology: an evolutionary approach.* Blackwell Scientific Publications, Oxford: 411-429.

JENSEN A.L. (1996) – Beverton and Holt life history invariants result from optimal trade-off of reproduction and survival. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*., **53**: 820-822.

JONES R. (1989) – Towards a general theory of population regulation in marine teleosts. *J. Cons. int. Explor. Mer*, **45**: 176-189.

JONES R., JOHNSTON C. (1977) - Growth, reproduction and mortality in gadoid fish species. In: J.H. Steel (ed), *Fisheries mathematics*. Academic press, NY.: 37-62.

KIRKWOOD T.B.L., HOLLIDAY R. (1979) - The evolution of aging and longevity. *Proc. Royal Soc. of London*, Sect. B, **205**: 531-546.

KOLDING J., UBAL GIORDANO W. (2002) - Lecture notes. Report of the AdriaMed Training Course on Fish Population Dynamics and Stock Assessment. FAO-MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/010/ITA/TD-08. *AdriaMed Technical Documents*, **8**: 143 pp.

LEAMAN B.M., BEAMISH R.J. (1984) – Ecological and management implications of longevity in some northeast pacific groundfishes. *Bull. Int. North Pac. Comm*., **42**: 85-230.

LONGHRUST A. (2002) – Murphy's law revisited: longevity as a factor in recruitment to fish populations. *Fish. Res.*, **56**: 125-131.

MANGEL M., ABRAHAMS M.V. (2001) – Age and longevity in fish, with consideration of the ferox trout. *Experimental Gerontology*, **36**: 765-790.

MARINO G., AZZURRO E. (2001) - Nodavirus in dusky grouper (*Epinephelus marginatus*, Lowe 1834) of the natural marine reserve of Ustica, south Tyrrhenian sea. *Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 837-841.

MURPHY G.I. (1968) - Pattern in Life-History and the Environment. *Am. Nat*., **102**: 391-403.

NIKOLSKY G.V. (1963) - *The Ecology of Fishes*. Academic press, London and New York: 351 pp.

O'DOR R.K. (1998) - Can understanding squid life-history strategies and recruitment improve management? *South African Journal of Marine Science*, **20**: 193-206.

PANSINI M., PRONZATO R. (1990) – Observations on the dynamics of a Mediterranean Sponge Community. In: Rützler K., Macintyre V.V. and Smith K (eds), *New perspectives in sponge Biology*. 3rd Int. Sponge conf. 1985, Smithsonian Hist. Press, Washington D.C.: 404-415.

PAULY D. (1998) - Why squid, though not fish may be better understood by pretending they are. In: Payne A.I.L., M.R., Lipinski M.R. Clarke and M.A. Roeleveld (eds), *Cephalopod Biodiversity, Ecology and Evolution. S. Afr. J. Mar. Sci*., **20**: 47-58.

PEREZ T., GARRABOU J., SARTORETTO S., HARMELIN J.G., FRANCOUR P., VACELET J. (2000) - Mortalité massive d'invertébrés marins: un événement sans précédent en Méditerranée nord-occidentale. *Comptes Rendus Académie des Sciences Série III, Life Sciences*, **323**: 853-865.

RAGONESE S., JEREB P., DAWE E. (2002) - A comparison of growth performance across the squid genus Illex (Cephalopoda, Ommastrephidae) based on modelling weight-at-length and age data. *J. Shell. Research*, **21** (2): 851-860.

REZNICK D., GHALAMBOR C., NUNNEY L. (2002) – The evolution of senescence in fish. *Mechanisms of Ageing and Development*, **123**: 773-789.

RICKER W.E. (1975) - Computation and interpretation of biological statistics of fish population. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, **191**: 382 pp.

RICKER W.E. (1979) - Growth rates and Models. In: Hoar W.S., Randall D.J. and J.R. Brett (eds), *Fish Physiology. Bioenergetics and growth*. Academic Press, New York, **8**: 678-743.

RICKLEFS R.E. (1981) – *Ecologia*. Zanichelli, Bologna: 744 pp.

ROCHET M.J. (1998) – Short term effects of fishing history traits of fishes. *ICES J. Mar. Sci.*, **55**: 371-391.

ROFF D.A. (1984) - The evolution of life history parameters in teleosts. *Can J. Fish. Aquat. Sci.*, **41**: 989-1000.

SACHER G.A. (1978) - Longevity and aging in vertebrate evolution. *Bioscience*, **28**: 497-501.

SCHAFFER W.M. (1974) - Optimal Reproductive Effort in Fluctuating Environments. *Am. Nat.*, **108**: 783-790.

SKULACHEV V.P. (1999) - Phenoptosis: programmed death of an organism. *Biochemistry*, **64**: 1418–1426.

SOUTHWOOD T.R.E., MAY R.M., HASSELL M.P., CONWAY G.R. (1974) - Ecological Strategies and Population Parameters. *Am. Nat.*, **108**: 791-804.

STAMPS J.A., MANGEL M., PHILLIPS J.A. (1998) – A new look at relationships between size at maturity and asymptotic size. *American Naturalist*, **152**: 470-479.

STEARNS S.C. (1977) - The Evolution of Life History Traits: A Critique of the Theory and a Review of the Data. *Ann. Rev. Ecol. Syst*., **8**: 145-171.

STEARNS S.C., RANDALL R.E. (1984) - Plasticity for Age and Size at Sexual Maturity: a Life-history Response to Unavoidable Stress. In: G.W. Potts & R.J. Wotton (eds), *Fish reproduction: strategies and tactics*. Academic Press, London: 13-33.

TAYLOR C.C. (1958) - Cod growth and temperature. *J. Cons. Int. Explor. Mer*, **23**: 366-370.

TRETYAK V.L. (2000) – Modelling of age-dependent instantaneous coefficients of natural mortality for Northeast Arctic cod. *ICES CM2000/V*:09: 23 pp.

WEATHERLEY A.H. (1972) - *Growth and ecology of fish populations*. Academic press, London, NY: 293 pp.

WILLIAMS G. (1957) - Pleiotropy, natural selection and the evolution of senescence. *Evolution*, **11**: 398–411.

WILSON E.O. (1983) – *Sociobiologia. La nuova sintesi*. Zanichelli: 671 pp.

WOODHEAD A.D. (1979) - Senescence in fishes. *Symposium of the Zoological Society of London*, **44**: 179–205.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 107-113

M. Cabrini, O. Blasutto, B. Lazzarini, I. Pecchiar, D. Virgilio, S. Fonda Umani

Laboratorio di Biologia Marina, Via A. Piccard, 54 - 34010 Trieste, Italia.

# VALUTAZIONE DELLA DINAMICA DELLE FIORITURE A DIATOMEE E FORME DI RESISTENZA NEL GOLFO DI TRIESTE (NORD ADRIATICO)

## *ASSESSMENT OF DIATOMS BLOOMS DYNAMIC AND RESTING FORMS IN THE GULF OF TRIESTE (NORTH ADRIATIC)*

***Abstract***

*Growth and decreasing phases of the planktonic microalgal community were evaluated in order to study diatom bloom dynamics in the Gulf of Trieste (North Adriatic Sea). From 1999 to 2002 some events were observed in relation to nutrient availability and to the blooms living cells or diatom resting forms occurence in the sediment before and after their seasonal blooms.*

***Key-words:*** *microphytoplankton, microphytobenthos, spores, Gulf of Trieste.*

## Introduzione

Caratterizzare una fioritura fitoplanctonica significa determinare l'abbondanza cellulare, stimare la biomassa in termini di carbonio e clorofilla, registrare l'aumento della popolazione dei taxa responsabili e definire la molteplicità dei fattori ambientali che favoriscono l'innesco dello sviluppo microalgale. Nelle acque costiere del Golfo di Trieste, le prime fioriture annuali sostenute dalle diatomee avvengono in primavera, in corrispondenza della stratificazione della colonna d'acqua ma possono essere precedute da fioriture invernali favorite dal primo riscaldamento superficiale, calma di vento e apporti di nutrienti (Cabrini *et al*., 2000; Bussani *et al*., 2003). Le cause della crescita microalgale sono spesso ricercate tra i parametri che caratterizzano la colonna d'acqua in relazione agli apporti fluviali e alla dinamica delle masse d'acqua presenti nel bacino (Sellner e Fonda Umani, 1999). Pochi sono invece gli approcci integrati con le osservazioni riguardanti i processi di deposizione della sostanza organica particellata dalla colonna d'acqua al sedimento e la composizione del popolamento microfitobentonico. Le comunità fitoplanctonica e microfitobentonica possono variare sia in termini di abbondanza sia in diversità specifica come descritto, per la laguna di Venezia, da Facca *et al*. (2002) che hanno trovato significative correlazioni tra le comunità autotrofe, la disponibilità fotica, il sedimento sospeso e quello depositatosi sul fondo. Nel suddetto caso la comunità fototrofa planctonica risulta composta da taxa tipicamente bentonici che dominano sulle diatomee planctoniche confermando l'importanza della risospensione di cisti e organismi sulla selettività ed il mantenimento delle specie. Infatti il microfitobenthos assume un importante ruolo sia nel bilancio dell'ossigeno all'interfaccia acqua sedimento e in relazione al flusso dei nutrienti sia in relazione alla variabilità dei produttori primari planctonici, come documentato da Pecchiar *et al*. (2001).

Un importante fattore limitante lo sviluppo delle diatomee può essere la disponibilità dei silicati nella fase di crescita esponenziale di una fioritura (Round *et al.*, 1990; Cabrini *et al.,* 1994). Allo stesso modo la fase di senescenza di questi eventi

può essere contraddistinta da aumento delle concentrazioni medie di silice. Queste variazioni di concentrazione nella colonna d'acqua possono emergere come la conseguenza dei fenomeni di rimineralizzazione della silice come osservato da esperimenti sia *in situ*, sia in coltura (Brussaard *et al*., 1995; Bidle e Azam, 1999). La fase senescente di una fioritura può essere caratterizzata anche dalla presenza di forme di resistenza indotte da diversi fattori: Hargraves e French (1983) hanno osservato che la formazione di spore avviene in condizioni di bassi livelli di azoto mentre altri studi hanno individuato come responsabili del suddetto fenomeno la carenza di fosforo (Oku e Kamatani, 1995) e la variazione del fotoperiodo (Hollibaugh *et al*., 1981). Tali forme di resistenza possono mantenersi a lungo e germinare solo in corrispondenza del ripristino di condizioni ambientali favorevoli (Asami e Ban, 2000).

Per studiare la dinamica delle fioriture di diatomee del Golfo di Trieste sono state valutate le fasi di crescita e di senescenza delle comunità microalgali planctoniche, in relazione alla disponibilità dei nutrienti, alla presenza nel sedimento delle specie responsabili o di eventuali forme di resistenza prima e dopo la fioritura.

## Materiali e metodi

Nel Golfo di Trieste nella stazione C1 localizzata nei pressi della riserva Parco Marino di Miramare, da gennaio 1999 a dicembre 2002 sono stati avviati campionamenti di acqua e sedimento per lo studio delle comunità microfitoplanctonica e microfitobentonica.

Per la determinazione del microfitoplancton i campionamenti sono stati effettuati mensilmente a quattro quote fisse: superficie, 5 m, 10 m e 15 m. I campioni sono stati immediatamente fissati con formalina neutralizzata (4%), e subcampioni di 50 ml sono stati analizzati per determinare la diversità specifica e valutare l'abbondanza secondo il metodo di Utermöhl (Zingone *et al*., 1990).

L'analisi quali-quantitativa del microfitobenthos è stata determinata nel primo cm di sedimento secondo il metodo applicato da Welker e Nichetto (1996).

Per la raccolta del particellato sedimentato è stata utilizzata una trappola cilindro-conica automatica Technicap PPS4/3, con una superficie di 0.05 $m^2$, dotata di un carosello con 12 bottiglie della capacità di 260 ml. I campioni sono stati fissati *in situ* con una soluzione di formaldeide al 4% in acqua di mare prefiltrata (0.2 μm). L'analisi quali-quantitativa è stata condotta al microscopio ottico invertito secondo Utermöhl.

Le analisi chimiche inerenti all' azoto totale, fosforo totale e silicati sono state effettuate tramite l'utilizzo di un Alleance Autoanalyser secondo il metodo di Grasshoff *et al.* (1983).

## Risultati

L'andamento temporale della componente fitoplanctonica (dati integrati su colonna) a diatomee non presenta una spiccata stagionalità. Generalmente si registrano fioriture nel periodo invernale, identificabili come fioriture primaverili, e fioriture autunnali tipiche del periodo da fine agosto a ottobre. Talvolta si rilevano anche eventi nei mesi estivi come nel caso di giugno 2000 e agosto 2002, a carico di diatomee appartenenti al genere *Chaetoceros*. In concomitanza con i principali eventi si registrano i valori minimi di concentrazione dei silicati lungo la colonna d'acqua (valori integrati della colonna), mediamente $0.65 \pm 0.50$ μmol $L^{-1}$, contro un valore medio calcolato

nell'arco dei quattro anni è pari a 2.17 ± 1.60 µmol $L^{-1}$ (Fig. 1). Le principali fioriture rilevate risultano essere a carico di *Chaetoceros* spp. e *Lauderia anulata* in febbraio-marzo 1999, *Skeletonema costatum* in febbraio 2000, *Chaetoceros* spp. in giugno e ottobre 2000, *Asterionellopsis glacialis* in marzo 2001 e gennaio 2002 e *Chaetoceros anastomosans* in agosto 2002 (Tab. 1). La massima densità cellulare è stata rilevata nel corso della fioritura dell'ottobre 2000 a carico di *Chaetoceros* spp. con un valore di $2.95 \times 10^6$ cell $L^{-1}$. Delle sette fioriture osservate, quattro risultano a carico di specie appartenenti al genere *Chaetoceros* e soltanto uno di questi eventi è preceduto dalla presenza di spore nel sedimento, mentre nei restanti tre le spore vengono rilevate in fase senescente (Tabb. 1-2).

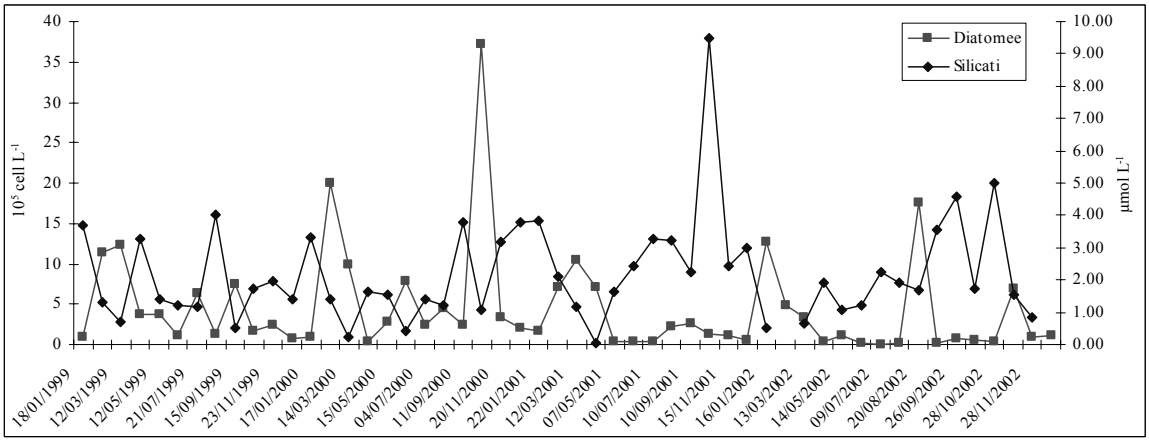



Fig. 1 - Andamento temporale delle diatomee e dei silicati da gennaio 1999 a dicembre 2002.
*Temporal pattern of diatoms and silicates from January 1999 to December 2002.*

Tab. 1 - Situazione precedente le fioriture (NR: Dati Non Rilevabili).
*Situation before blooms (NR: Not Available Data).*

| **Situazione pre-fioritura** | | **Sedimento** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Data | Specie responsabile | Spore | | Diatomee | | Silicati nella colonna d'acqua |
| | | Presenza | Assenza | Presenza | Assenza | |
| feb-mar 99 | Chaetoceros spp + Lauderia anulata | X | | X | | 3,68 |
| feb-00 | Skeletonema costatum | | X | X | | 3,30 |
| giu-00 | Chaetoceros spp | | X | X | | 1,53 |
| ott-00 | Chaetoceros spp | | X | X | | 3,79 |
| mar-01 | Asterionellopsis glacialis | NR | NR | NR | NR | 2,12 |
| gen-02 | Asterionellopsis glacialis | NR | NR | NR | NR | 2,98 |
| ago-02 | Chaetoceros anastomosans | | X | | X | 1,90 |

Tab. 2 - Situazione successiva alle fioriture.
*Situation after blooms.*

| Situazione post-fioritura | | Sedimento | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Data | Specie responsabile | Spore | | Diatomee | | Silicati nella colonna d'acqua |
| | | Presenza | Assenza | Presenza | Assenza | |
| feb-mar 99 | Chaetoceros spp + Lauderia anulata | | X | X | | 3,26 |
| feb-00 | Skeletonema costatum | | X | X | | 1,62 |
| giu-00 | Chaetoceros spp | X | | X | | 1,39 |
| ott-00 | Chaetoceros spp | X | | X | | 3,18 |
| mar-01 | Asterionellopsis glacialis | | X | X | | 0,04 |
| gen-02 | Asterionellopsis glacialis | | X | X | | 0,64 |
| ago-02 | Chaetoceros anastomosans | X | | X | | 3,56 |

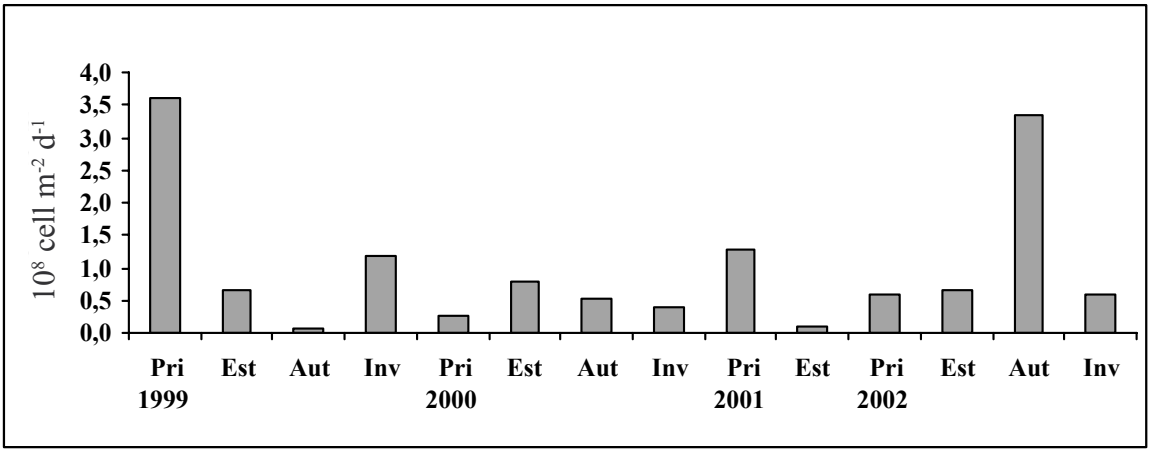



Fig. 2 - Andamento temporale dei tassi medi stagionali di sedimentazione.
*Temporal pattern of sinking seasonal average rates.*

Dall'analisi dei campioni di tutto il particellato sedimentato, raccolti mediante l'utilizzo della trappola (Fig. 2), gli andamenti temporali, nel periodo considerato, risultano particolarmente eterogenei.

Dall'analisi dei nutrienti, in corrispondenza delle fioriture, si osserva un evidente decremento della concentrazione di N e P rispetto ai valori medi annuali. Infatti l'azoto totale che presenta un valore medio di $20.10 \pm 9.53$ µmol $L^{-1}$, subisce un calo attestandosi intorno a $15.64 \pm 6.63$ µmol $L^{-1}$, mentre il P totale, che ha un valore medio intorno a $0.39 \pm 0.28$ µmol $L^{-1}$ raggiunge $0.27 \pm 0.04$ µmol $L^{-1}$.

## Conclusioni

E' noto che i silicati costituiscono il maggior fattore limitante la crescita delle diatomee oltre a determinare una diversità specifica a seconda del diverso fabbiso-

gno che caratterizza ogni singola specie (Cabrini *et al*., 1994; Martin-Jézéquel *et al*., 2000). Dall'andamento temporale dell'abbondanza microalgale planctonica e della concentrazione dei silicati, infatti, è possibile notare una chiara relazione tra i due parametri, in particolare tra la variazione della concentrazione di $SiO_2$ e la comparsa delle fioriture monospecifiche di diatomee. Elevate concentrazioni di $SiO_2$ caratterizzano i momenti precedenti a tutte le fioriture, mentre i valori minimi delle concentrazioni di silicati riscontrati nel corso di questo studio (mediamente $0.65 \pm 0.50$ μmol $L^{-1}$) si registrano proprio in concomitanza a tutti i periodi di massima densità cellulare. L'attiva divisione delle diatomee che contraddistingue la fase di crescita esponenziale determina un considerevole consumo di silicati per la creazione di nuovi frustuli, e quindi una riduzione della concentrazione di questo nutriente. La diminuzione della concentrazione dei silicati in colonna d'acqua può essere, quindi, considerata un fattore limitante la fioritura (Boney, 1975). Durante la successiva fase di declino della fioritura il rilascio della silice determinato dalla degradazione dei frustuli vuoti e dal rapido riciclo di questo nutriente si accompagna all'aumento della concentrazione dei silicati che segna la fine dell'evento. Nel caso particolare di fioriture determinate da specie quali *Skeletonema costatum* e *Asterionellopsis glacialis*, la concentrazione di silice nella colonna d'acqua dopo la fioritura non ritorna a valori confrontabili con quelli registrati subito prima dell'evento. Questo fatto potrebbe essere associato alla sedimentazione in massa di rilevanti quantità di cellule appartenenti a queste specie che rimangono vitali anche sul fondo (Blasutto, dati non pubblicati) rallentando, di conseguenza, il processo di rimineralizzazione dei silicati (Brussard *et al*., 1995). Una diversa situazione, invece, si osserva dopo le fioriture a carico di diatomee appartenenti al genere *Chaetoceros* la cui presenza non è stata individuata nè a livello del sedimento nè a livello di trappola, se non in esigue abbondanze. In questo caso i livelli di silicati nella colonna d'acqua ritornano, subito dopo la fioritura, a concentrazioni molto simili a quelle immediatamente precedenti. E' verosimile che fenomeni di predazione e lisi cellulare (Brussaard *et al*., 1995) influenzino in qualche modo il ciclo della silice; Bidle e Azam (1999) hanno al contrario ipotizzato che una più rapida rimineralizzazione della silice può essere causata da batteri che già in colonna d'acqua idrolizzano la matrice organica che protegge il frustulo, rendendo quest'ultimo più sensibile alla dissoluzione e riportando i valori dei silicati a livelli di prefioritura.

La fase senescente delle fioriture monospecifiche determinate da specie appartenenti al genere *Chaetoceros* risulta caratterizzata dalla presenza di forme di resistenza identificate sia nel sedimento, sia nei campioni di trappola. In particolare successivamente all'evento registrato nell'ottobre 2000 è stato rilevato, dall'analisi dei campioni raccolti con le trappole, un flusso di deposizione percentuale relativo di spore di *Chaetoceros* pari al 52%. La formazione delle spore può essere indotta da diversi fattori quali la disponibilità di nutrienti (N, P, Fe, Si), la temperatura, l'intensità luminosa e la salinità (Round *et al*, 1990). Quest'ultimo fattore, in particolare, è probabilmente associato alla fioritura della specie normalmente sporadica nel Golfo di Trieste, *Chaetoceros anastomosans* che ha probabilmente trovato le condizioni adatte alla sua crescita, grazie ad un considerevole apporto di acqua dolce e conseguente abbassamento della salinità che passa da valori oscillanti tra 36-37 a 32, rilevati nel campionamento precedente a quello della fioritura. Il successivo ripristino di valori più alti di salinità (36) può aver indotto la senescenza della fioritura e di conseguenza la formazione di spore (Tab. 2) in accordo con quanto osservato da Oku e Kamatani (1995), in esperimenti su colture in condizioni controllate. Inoltre la presenza delle spore, quale fase

senescente delle fioriture algali, può essere associata ad una ridotta disponibilità di N e P (Falconi, dati non pubblicati), come osservato da Heiskanen (1998). Saranno tuttavia necessarie ulteriori indagini al fine di poter meglio identificare le condizioni ambientali che accompagnano lo sviluppo di questo fenomeno sia in fase d'innesco sia in fase di senescenza. I risultati evidenziano come l'importanza di un approccio integrato tra fenomeni di deposizione del particellato organico della colonna d'acqua e la composizione del popolamento microfitobentonico si renda necessaria al fine di una visione più completa di eventi come le fioriture fitoplanctoniche.

**Summary**

Planktonic microalgal community was studied from 1999 to 2002 in order to analyse diatom bloom dynamics in the Gulf of Trieste (North Adriatic Sea). Sedimentation fluxes and microphytobenthic community were also evaluated to identify resting spores occurence before and after seasonal blooms. During this period seven diatom blooms were observed. Among them four of these were caused by species belonging to genus *Chaetoceros*. The first *Chaetoceros* bloom was characterised by the presence of resting spores in the sediment just before the appearance of the bloom, while the other three ones were characterised by the presence of resting spores only during the senescent phases. The relationship between silicates and diatom blooms was ever evident in particular high silicate concentration favoured the bloom starting while a rapid decrease appeared when the highest abundance cell values was reached. After the bloom the diatom species influenced the silicate increase due to different sedimentation of the cells along the water column.

**Ringraziamenti**

Ringraziamo il dr. Claus Falconi per aver messo cortesemente a disposizione i dati relativi ai nutrienti e la dr.ssa Monica Salerno per aver fornito i dati relativi alla trappola di sedimentazione.

**Bibliografia**

ASAMI H., BAN S. (2000) - Seasonal abundance of resting spores and vegetative cells of *Chaetoceros* diatoms in Funka Bay, southern Hokkaido, Japan. *Plankton Biol. Ecol.*, **47** (1): 65-68.

BIDLE K.D., AZAM F. (1999) - Accelerated dissolution of diatom silicate by marine bacterial assembleages. *Nature*, **397**: 508-512.

BONEY A.D. (1975) - *Phytoplankton*. Arnold E., London: 116 pp.

BRUSSAARD C.P.D., RIEGMAN R., NOORDELOOS A.A.M., CADÉE G.C., WITTE H., KOP A.J., NIEUWLAND G., VAN DUYL F.C., BACK R.P.M. (1995) - Effects of grazing sedimentation and phytoplankton cell lysis on the structure of a coastal pelagic food web. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **123**: 259-271.

BUSSANI A., CELIO M., COMICI C. (2003) - Climatological analysis (1991-2002) of the thermoaline characteristics in the Marina Reserve of Miramare (Gulf of Trieste). *Boll. Geo. Teor. App.*, **44** (1): 11-17.

CABRINI M., MILANI L., BRAUN E., MARTECCHINI E., FONDA UMANI S. (1994-1991) - Il fitoplancton in una stazione del Golfo di Trieste da ottobre 1988 a dicembre 1990. *Nova Thalassia*, **12**: 191-243.

CABRINI M., COK S., PECCHIAR I., (2000) - Dinamica e struttura del fitoplancton nella fascia costiera del Golfo di Trieste. *Biol. Mar. Medit.*, **7** (1): 850-853.

FACCA C., SFRISO A., SOCAL G. (2002) - Changes in abundance and composition of phytoplankton and microphytobenthos due to increased sediment fluxes in the Venice lagoon, Italy. *Estuarine Coastal and Shell Science*, **54**: 773-792.

GRASSHOFF K., EHRHARDT M., KREMLING K. (eds) (1983) - *Methods of Seawater Analysis*. Second revised and extended edition: 399 pp.

HARGRAVES P.E., FRENCH F.W. (1983) - Diatom resting spores: significance and strategies. In: Fryxell G.A. (ed), *Survival strategie of algae*, CambridgeUniversity Press, New York: 49-68.

HEISKANEN A.S. (1998) - Factors governing sedimentation and pelagic nutrient cycles in the northern Baltic Sea. Monoghraphs of the Boreal Environment Research, **8**: 80 pp.

HOLLIBAUGH J.T., SEIBERT D.L.R., THOMAS W.H. (1981) - Observations on the survival and germination of resting spores of three *Chaetoceros* (Bacillariophyceae) species. *J. Phycol*., **17**: 1-9.

OKU O., KAMATANI A. (1995) - Resting spores formation and phosphorus composition of the marine diatoms *Chaetoceros pseudocurvisetus* under various nutrient condition. *Mar. Biol*., **123**: 393-399.

MARTIN-JÉZÉQUEL V., HILDEBRAND M., BRZEZINSKI M.A. (2000) - Silicon metabolism in diatoms: implications for growth. *J. Phycol.*, **36** (5): 821-840.

PECCHIAR I., CABRINI M., DIANA E., SDRIGOTTI E. (2001) - Effetti della mitilicoltura sulla comunità planctonica e bentonica. *Hydrores*, **21**: 88-98.

ROUND F.E., CRAWFORD R.M., MANN D.G. (1990) - *The diatoms*. Cambridge University Press: 747 pp.

SELLNER K.G., FONDA UMANI S. (1999) - Dinoflagellate Blooms and Mucilage Production. In: Malone T.C., Malej A., Harding L.W., Smodlaka N., Turner E.R. (eds*), Coastal and Estuarine Studies*, American Geophysical Union, Washington DC, **55**: 173-206.

WELKER C., NICHETTO P. (1996) - The influence of mucous aggregates on the microphytoebenthic community in the Northern Adriatic Sea. *P.S.Z.N. I: Mar. Ecol.*, **17** (1-3): 473-489.

ZINGONE A., HONSELL G., MARINO D., MONTRESOR M., SOCAL G. (1990) - Fitoplancton. In: Innamorati M., Ferrari I., Marino D. e Ribera D'Alcalà M. (eds), *Metodi dell'ecologia del plancton marino*, Nova Thalassia: 183-197.

Lo studio è stato effettuato nell'ambito del Progetto Europeo INTERREG II Italia-Slovenia, finanziato dalla Comunità Europea e dalla Regione Friuli Venezia Giulia – Direzione Ambiente.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 114-123

F. Capezzuto, P. Maiorano, A. Giove, G. D'Onghia

Dipartimento di Zoologia, Università di Bari, Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italia.

# ACCRESCIMENTO, LONGEVITA' ED EFFETTI DELLA SENESCENZA IN *ARISTEUS ANTENNATUS* NEL MAR IONIO

## *GROWTH, LONGEVITY AND SENESCENCE EFFECTS IN* ARISTEUS ANTENNATUS *FROM THE IONIAN SEA*

***Abstract***

*Carapace length distributions of* Aristeus antennatus *(Crustacea, Decapoda) have been analysed with the Batthacharya's method. A slow growth pattern and a longevity around 9-10 years were estimated. The senescence effects on the reproduction have been observed in the reduction of the percentage in mature females of 5-6 years and in the reduction of the moult frequency in specimens of about 4 years. No senescence effects on the natural mortality rate were observed.*

***Key-words:*** Aristeus antennatus*, growth, biological aging, Ionian sea.*

## Introduzione

*Aristeus antennatus* (Risso, 1816) costituisce una delle principali risorse demersali nel Mediterraneo e, considerando l'elevato valore economico che la specie ricopre nel bacino, risulta chiaro come sia indispensabile comprendere la struttura d'età dello stock per una corretta gestione della risorsa. Il dibattito sull'accrescimento e sulla longevità di questa specie è tuttora aperto, soprattutto a causa delle difficoltà che si hanno nel reperire campioni esaustivi comprendenti anche le forme giovanili. Di conseguenza, le conoscenze che si hanno sul reclutamento di questo gambero sono ancora piuttosto limitate.

Pertanto, primo obiettivo di questo lavoro è quello di fornire un contributo a tale dibattito, proponendo un andamento della crescita differente da quello finora riportato per il Mar Ionio ($L_\infty$=77,18 mm; k=0,35 anno$^{-1}$; $t_0$=–0,36; Φ'=3,32) (Matarrese *et al*., 1997). Infatti, negli ultimi anni d'indagini, la rilevazione della presenza di individui di piccole dimensioni (anche se in quantità esigue) nel periodo primaverile-estivo, ci ha permesso di stimare un nuovo scenario di crescita.

Se le conoscenze in quest'ambito sono ancora piuttosto scarse e frammentarie, un altro processo del ciclo vitale di questa specie, la senescenza, risulta ancor meno conosciuto, così come nella maggior parte degli invertebrati. Alcune informazioni su tale fenomeno derivano esclusivamente da lavori, per così dire diretti, di fisiologia e di biochimica, effettuati in particolare sull'accumulo del pigmento dell'età, la lipofuscina, nel cervello di *A. antennatus* (Sobrino *et al*., 2001) o sulla caratterizzazione dei suoi sistemi antiossidanti (Mourente e Diazz-Salvago, 1999).

La senescenza si esprime attraverso altri processi vitali, quali, ad esempio, l'accrescimento stesso, la riproduzione, la mortalità (Medawar, 1946). Per quanto riguarda la riproduzione, l'accezione che il fenomeno della senescenza può assumere varia a seconda che si tratti di specie semelpare o iteropare. Nelle prime, caratterizzate da un ciclo vitale breve, la riproduzione si ha verso la fine di tale ciclo, dopo di che una rapida senescenza porta l'organismo alla morte. Nelle specie iteropare la senescenza è

un processo graduale, che inizia sin dalle prime fasi del ciclo vitale e che si ipotizza potrebbe manifestarsi in un declino del tasso di crescita e delle performance riproduttive (Medawar, 1946; Jobling, 1995).

Secondo obiettivo di tale lavoro, pertanto, è quello di individuare, attraverso un approccio popolazionistico e pertanto indiretto, i possibili effetti che la senescenza esplica in *A. antennatus*.

## Materiali e metodi

Questo lavoro è stato realizzato mediante l'analisi di dati raccolti durante campagne sperimentali di campionamento con rete a strascico realizzate nel contesto di alcuni progetti di ricerca nazionali ed internazionali sulle risorse demersali del Mar Ionio nord-occidentale, a partire da agosto 1993 sino a settembre 2001.

Per ciascun progetto è stato utilizzato un motopeschereccio professionale dotato di attrezzature standard per la pesca a strascico. Il tipo di campionamento è stato di tipo random stratificato.

Per ciascun individuo campionato è stata rilevata la lunghezza del carapace (LC) in millimetri e il peso in grammi; inoltre è stato determinato il sesso e lo stadio maturativo della gonade (Orsi Relini e Relini, 1979), di cui è stato valutato il peso (g) in un subcampione rappresentativo. Qualora presente, inoltre, è stata registrata la condizione di muta.

Per quanto riguarda l'analisi della crescita di *A. antennatus*, i risultati presentati in questo lavoro si riferiscono esclusivamente alla popolazione femminile, che costituisce la frazione ponderalmente più abbondante e formata da un numero maggiore di classi d'età (Matarrese *et al*., 1992).

In particolare, la stima dell'accrescimento e della longevità in *A. antennatus* è stata effettuata mediante l'analisi delle distribuzioni lunghezza-frequenza provenienti da sette campagne sperimentali di pesca a strascico realizzate nell'ambito del progetto RED SHRIMPS a luglio 1995, nell'ambito del progetto DEEP FISHERIES a luglio 1997, nell'ambito del progetto MEDITS a maggio 1999 e 2000 e del progetto GRUND a settembre 1997 e 2001 e infine nell'ambito del progetto SEGAL a luglio 2001. Le componenti modali presenti in tali distribuzioni di taglia sono state separate mediante il metodo Batthacharya, utilizzando il programma FiSAT (Gayanilo *et al.*, 1995); attraverso la progressione delle mode è stato valutato l'accrescimento degli individui secondo il modello di von Bertalanffy. Attraverso questo modello è stato possibile, inoltre, stimare la longevità della specie.

Per quanto riguarda la senescenza, per valutare gli effetti che tale processo esplica sulla riproduzione di *A. antennatus*, è stato analizzato l'indice gonado-somatico (IGS) medio e il peso della gonade in relazione alla lunghezza carapace, considerando i dati provenienti dagli ultimi 10 anni d'indagine nel Mar Ionio. Tali relazioni sono state analizzate mediante regressione. Considerando i surveys che coprono il periodo riproduttivo della specie, è stata analizzata la percentuale delle femmine mature per classi di taglia. Al fine di evidenziare eventuali breakpoint nell'ambito di tale relazione, è stata applicata la Piece-Wise Linear Regression Analysis usando il software STATISTICA (Statsoft, 1995). Tale procedura è stata inoltre applicata nell'analisi della frequenza delle femmine in muta in funzione della lunghezza carapace. Infine, è stato applicato il modello vettoriale di Chen e Watanabe (1989), al fine di evidenziare la fase di senescenza nell'ambito della variazione del tasso di mortalità naturale, utilizzando i parametri di crescita di entrambi gli scenari considerati in questo lavoro.

## Risultati

*Accrescimento*

I risultati della scomposizione modale effettuata sulle distribuzioni di taglia sono riportati in Tab. 1.

Tab. 1 - Valori medi delle componenti modali delle distribuzioni lunghezza-frequenza rilevate in *A. antennatus* nel Mar Ionio. Deviazione standard (d.s.); indice di separazione (IS).
*Mean values of the modal components of the length-frequency distributions observed in* A. antennatus *in the Ionian Sea. Standard deviation (s.d.); separation index (SI).*

| Componenti modali | luglio 1995 N=617 | | | luglio 1997 N=6023 | | | settembre 1997 N=1189 | | | maggio 1999 N=462 | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | LC media | ds | IS | LC media | ds | IS | LC media | ds | IS | LC media | ds | IS |
| 1 | 21,22 | - | - | - | - | - | 20,00 | 1,35 | - | 21,00 | 2,58 | - |
| 2 | 27,66 | 1,97 | - | 26,63 | 2,23 | - | 27,66 | 2,30 | 4,20 | 29,57 | 1,63 | 4,07 |
| 3 | - | 1,62 | 3,59 | 36 | 4,77 | 2,69 | 34,46 | 3,30 | 2,43 | - | - | - |
| 4 | 44,25 | 2,88 | 7,37 | 45,52 | 3,55 | 2,29 | 44,58 | 3,42 | 3,01 | 41,31 | 2,83 | 5,27 |
| 5 | 53,72 | 1,83 | 4,02 | 53,15 | 2,02 | 2,74 | 53,00 | 1,97 | 3,12 | 52,09 | 2,16 | 4,32 |
| 6 | 59,14 | 2,09 | 2,77 | 59,16 | 3,54 | 2,16 | 60,19 | 1,36 | 4,31 | - | - | - |
| 7 | - | - | - | - | - | - | 64,00 | 1,91 | 2,32 | - | - | - |

| Componenti modali | maggio 2000 N=357 | | | luglio 2001 N=226 | | | settembre 2001 N=695 | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | LC media | ds | IS | LC media | ds | IS | LC media | ds | IS |
| 1 | 16,54 | 1,63 | - | - | - | - | - | - | - |
| 2 | 26,00 | 1,70 | 5,68 | 25,14 | 1,24 | - | 30,00 | 2,67 | - |
| 3 | 37,80 | 4,03 | 4,12 | 37,71 | 2,07 | 7,59 | 39,82 | 2,12 | 4,10 |
| 4 | 47,98 | 1,27 | 3,84 | 48,90 | 1,37 | 6,50 | 45,06 | 2,10 | 2,48 |
| 5 | 52,60 | 2,32 | 2,58 | 54,83 | 1,33 | 4,40 | - | 2,38 | 4,89 |
| 6 | - | - | - | - | - | - | 56,00 | - | - |
| 7 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

Differenze non significative ($p > 0,05$) fra le componenti osservate e quelle attese sono state ottenute a luglio 1997, maggio 2000 e luglio 2001. Pertanto, le coorti individuate in tali distribuzioni di taglia hanno permesso di stimare i seguenti parametri di crescita:

$$L_\infty = 79,90 \text{ mm}; \; k = 0,22 \text{ anno}^{-1}; \; t_0 = -0,23; \; \Phi' = 3,14$$

Comunque, il trend evidenziato nelle componenti modali relative agli altri periodi d'indagine segue l'andamento della curva di crescita ottenuta con i suddetti parametri (Fig. 1). L'età massima osservata nella popolazione campionata è risultata pari a 7 anni (64 mm LC). Considerando che la taglia massima osservata nell'area di studio è

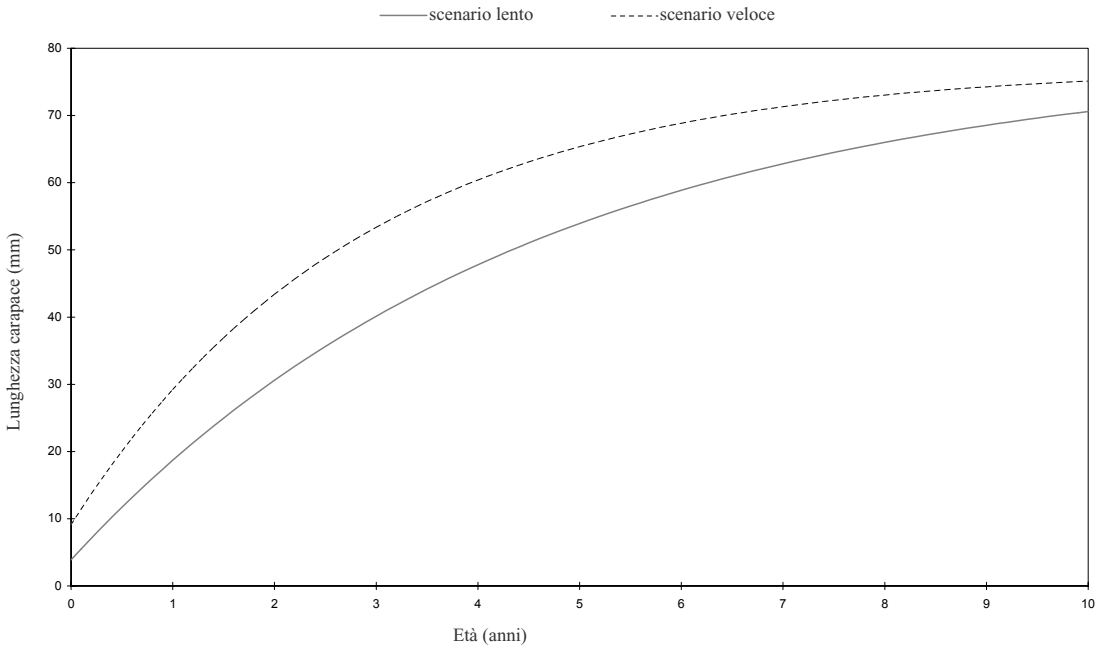



Fig. 1 - Curve di crescita delle femmine di *A. antennatus* campionate nel Mar Ionio.
*Growth curves of* A. antennatus *females sampled in the Ionian Sea.*

di 69 mm LC (Matarrese *et al*., 1997), l'assunzione di una longevità pari a 9-10 anni appare realistica per questa specie.

*Senescenza*

Per valutare gli effetti che la senescenza esplica sull'accrescimento sono state analizzate le curve di crescita ottenute per la specie utilizzando sia i parametri di crescita stimati in questo lavoro (crescita lenta) sia i parametri stimati precedentemente (crescita veloce) (Matarrese *et al*., 1997). Per quanto riguarda lo scenario di crescita più lento si osserva come la senescenza possa essere considerata un processo più graduale, in quanto risulta più difficile evidenziare in tale curva, rispetto all'andamento di crescita più veloce, un'età in cui il tasso di crescita subisca una riduzione più netta.

Al fine di evidenziare gli effetti della senescenza sulla riproduzione di *A. antennatus* sono stati analizzati gli indici gonado-somatici medi per taglia e i pesi della gonade per taglia in 495 femmine (Fig. 2). L'analisi di regressione ha evidenziato in

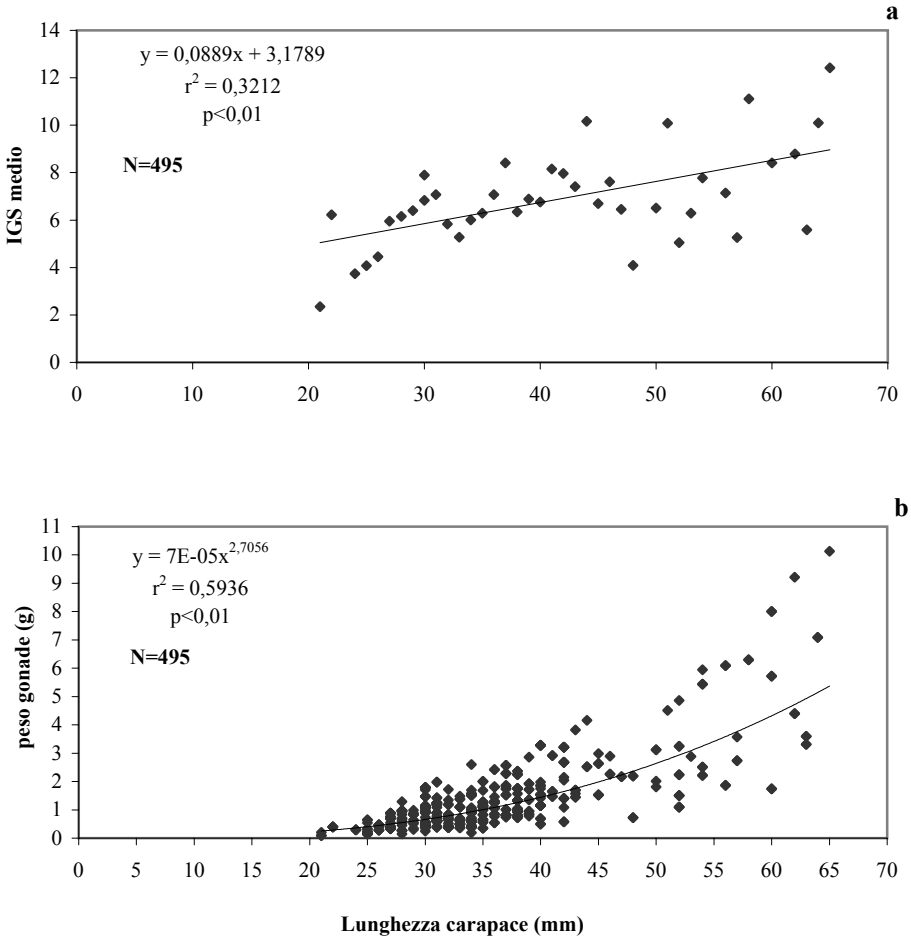



Fig. 2 - Relazione fra indice gonado-somatico medio (IGS) e lunghezza carapace (a) e peso gonade e lunghezza carapace (b) nelle femmine di *A. antennatus* campionate nel Mar Ionio.
*Relationship between mean gonad-somatic index (IGS) and carapace length (a) and gonad weight and carapace length (b) in* A. antennatus *females sampled in the Ionian Sea.*

entrambi i casi un aumento significativo dello sforzo riproduttivo all'aumentare della taglia-età ($p<0,01$).

Considerando i surveys che coprono il periodo riproduttivo della specie sono state osservate 14.498 femmine mature. Dall'analisi della percentuale di tali individui, in relazione alla taglia, sono state osservate tre fasi del processo maturativo, identificate da due break-point, pari a 41 e 55 mm LC, forniti dalla Piece-Wise Regression Analysis. In particolare, la percentuale degli individui maturi aumenta fino ad un valore di LC pari a 41 mm, oltre il quale questa percentuale sembra stabilizzarsi fino

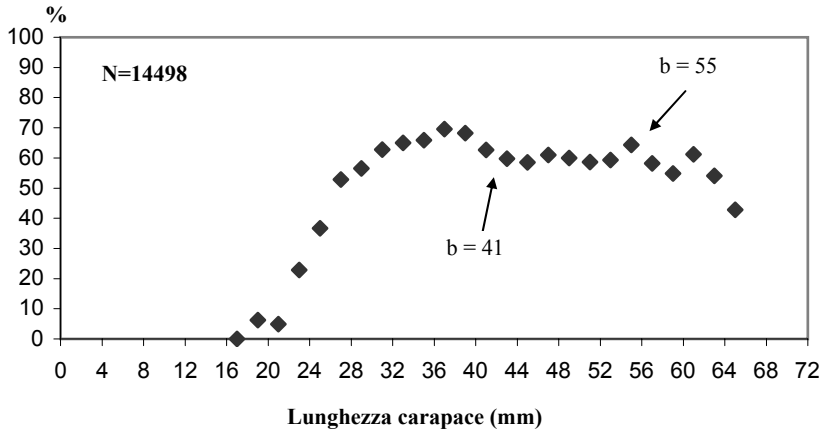



Fig. 3 - Relazione fra la lunghezza carapace e la percentuale delle femmine mature di *A. antennatus* campionate nel Mar Ionio. I valori dei break-point (b), ottenuti con la piece-wise regression analysis, sono riportati nel grafico.

*Relationship between carapace length and mature female percentage in* A. antennatus *sampled in the Ionian Sea. Break-point values (b) from piece-wise regression analysis are reported in the graph.*

a 55 mm LC. Oltre tale valore gli individui maturi tendono nettamente a diminuire nella popolazione (Fig. 3).

Per quanto riguarda il processo di muta, tale condizione è stata segnalata in 152 esemplari. La Piece-Wise Regression Analysis ha evidenziato un break-point a 43

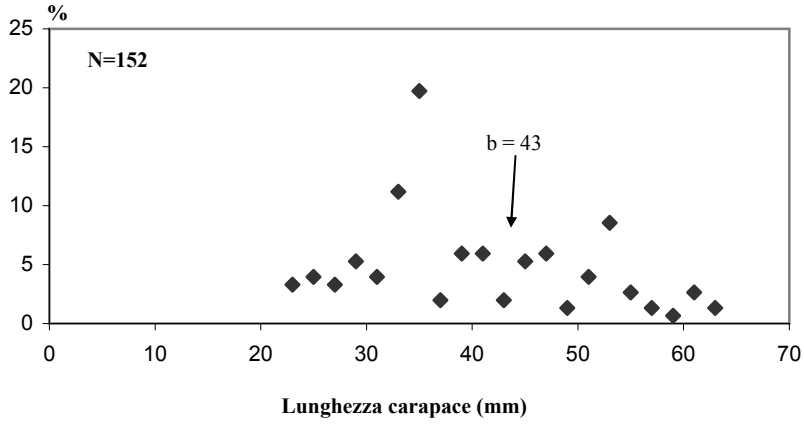



Fig. 4 - Relazione fra la lunghezza carapace e la percentuale delle femmine in muta di *A. antennatus* campionate nel Mar Ionio. Il valore del break-point (b), ottenuto con la piece-wise regression analysis, è riportato nel grafico.

*Relationship between carapace length and moulting female percentage of* A. antennatus *sampled in the Ionian Sea. Break-point value (b) from piece-wise regression analysis is reported in the graph.*

mm LC, che indicherebbe che il processo di muta subisce una riduzione significativa oltre questa taglia (Fig. 4).

Per quanto concerne gli effetti della senescenza sul tasso di mortalità naturale, l'andamento di tale tasso nell'arco di vita ipotizzato per la specie, sia per lo scenario di crescita lenta (longevità pari a 9-10 anni), sia per quello di crescita veloce

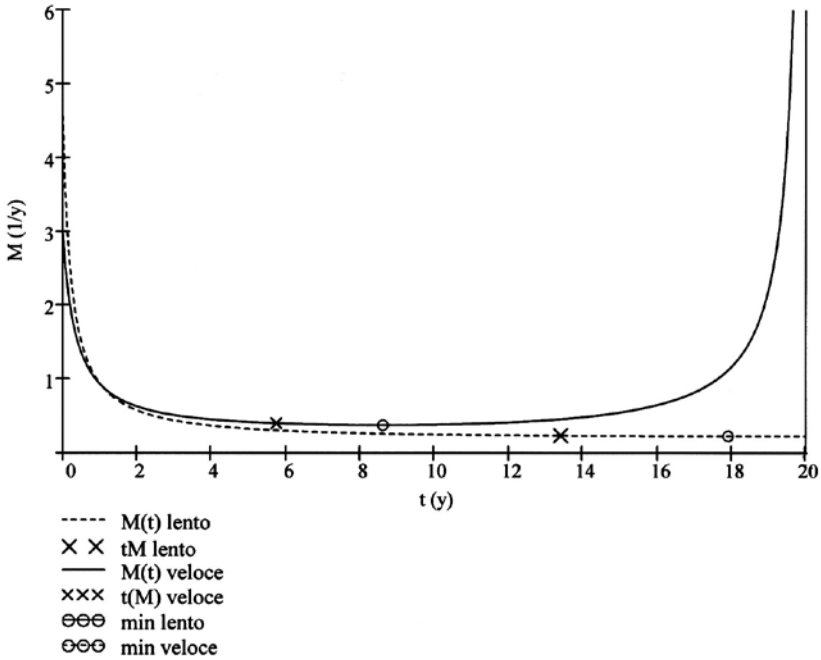



Fig. 5 - Grafico della funzione M(t) ottenuto per *A. antennatus* nel Mar Ionio mediante il modello di Chen e Watanabe utilizzando i parametri di accrescimento lento e veloce.

*Graph of the function M(t) obtained for* A. antennatus *in the Ionian Sea by the Chen e Watanabe model, using both slow and fast growth parameters.*

(longevità pari a 6 anni), non ha mostrato alcun aumento, causato dalla senescenza, realistico per entrambe le stime di longevità (Fig. 5).

## Conclusioni

*A. antennatus* è una specie caratterizzata da un ampio periodo riproduttivo (Orsi Relini e Relini, 1979; Mura *et al*., 1992), da capacità migratorie sia verticali sia orizzontali (Orsi Relini e Relini, 1986; Campillo, 1994; Matarrese *et al*., 1995; Relini *et al*., 2000), da un reclutamento distribuito su un ampio gradiente di profondità (D'Onghia *et al*., 1997; Mura *et al.,* 1997; Sardà e Cartes, 1997), dalla presenza di mute. Inoltre, nonostante nelle distribuzioni lunghezza-frequenza si osservi un ampio range di taglia che suggerisce quindi la presenza di diversi gruppi di età, non è facile iden-

tificare le mode a causa della loro elevata sovrapposizione. Pertanto, il dibattito sull'accrescimento e sulla longevità di *A. antennatus* risulta tuttora aperto. Il tentativo di questo lavoro è stato quello di ipotizzare un nuovo scenario di crescita per la specie nel Mar Ionio, suggerito dall'osservazione ricorrente di una moda relativa ai giovanili. L'andamento di crescita stimato è risultato più lento rispetto a quanto osservato precedentemente nel bacino ionico (Matarrese *et al*., 1997) e in altre aree mediterranee (Relini *et al*., 1999). Tali risultati sono in accordo con quanto riportato recentemente da Orsi Relini e Relini (1998). In un esperimento di tagging condotto dal Dipartimento di Zoologia dell'Università di Bari, in un individuo di *A. antennatus* è stato osservato un incremento in taglia pari a circa 1 mm/mese in una fase del ciclo vitale compresa all'incirca fra 2 e 3 anni di età (Relini, 2000), che confermerebbe questo modello di crescita lento. Tale incremento è stato riscontrato a luglio 1997, a maggio 2000 e luglio 2001, sempre fra la seconda e la terza componente modale. Inoltre, le prime componenti modali identificate in quest'ambito concordano con quanto riportato sullo sviluppo delle forme giovanili di *A. antennatus* da Mura *et al.* (1997). Il fatto che il tasso di crescita fra la prima e la seconda componente modale sia in alcuni casi inferiore a quello riscontrato fra le successive mode è dovuto probabilmente alla bassa rappresentatività delle prime classi d'età, in relazione alla maggiore difficoltà di campionamento di questi individui. Infine, anche un lavoro di fisiologia effettuato sullo studio della crescita di *A. antennatus* in rapporto al contenuto di lipofuscina (Sobrino *et al.*, 2001) ha confermato un andamento di crescita lento. In particolare, le prime due componenti modali identificate da questi autori a 23 mesi (28,61 mm LC) e 35 mesi (35,57 mm LC) concordano con quanto stimato in questo lavoro, mentre le successive mode indicherebbero un accrescimento ancora più lento di quanto ipotizzato in quest'ambito.

Per quanto riguarda la senescenza, gli effetti che tale fenomeno esplicherebbe su altri processi vitali, si sono rivelati nella riduzione della percentuale degli individui maturi intorno ai 5-6 anni di età, e nella riduzione della frequenza di muta intorno ai 4 anni di età. Il fatto che il processo di muta subisca una riduzione prima del processo riproduttivo potrebbe sembrare una contraddizione, considerando che i due fenomeni sono tra loro strettamente collegati. Va evidenziato, però, che il primo break-point osservato sulla percentuale delle femmine mature (41 mm LC), al di sopra del quale tale percentuale sembra stabilizzarsi, quasi coincide con quello ottenuto nel processo di muta (43 mm LC). Pertanto, in entrambi i casi, intorno a 4 anni, si può iniziare ad osservare un certo declino dei due processi, anche se è noto che non tutti gli effetti della senescenza si manifestano alla stessa età per i vari processi vitali (Ricklefs, 1999). Tale risultato, inoltre, è in accordo con quanto riportato in Sobrino *et al*. (2001), dove una netta riduzione del tasso di accumulo della lipofuscina è stata osservata in individui di *A. antennatus* di lunghezza carapace media pari a 40,17 mm, per una corrispondente età pari a circa 4 anni. In accordo con McConaugha (1999), tale riduzione è espressione della senescenza.

Per quanto concerne l'analisi effettuata sullo sforzo riproduttivo, non è stato evidenziato alcun effetto della senescenza. Al contrario è stato osservato un aumento di tale sforzo all'aumentare della taglia. Questo risultato concorda con quanto noto per le specie che presentano un accrescimento "indeterminato" (Ricklefs, 1999), come nel caso di *A. antennatus*. Nella maggior parte di queste specie, infatti, la fecondità risulta essere direttamente proporzionale alle dimensioni corporee. Analizzando la crescita degli individui, la senescenza si presenta come un processo continuo che inizia sin dalle prime fasi di vita e che si manifesta attraverso la continua riduzione

del tasso di crescita all'aumentare dell'età (Medawar, 1946; Jobling, 1995). Considerando, infine, l'andamento della mortalità naturale secondo il modello di Chen e Watanabe, gli effetti della senescenza si esplicherebbero ad una età ritenuta attualmente non realistica per la specie.

**Summary**

The red shrimp *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) is one of the most important demersal resources in the Mediterranean Sea. In this study a new interpretation of its growth has been proposed using data recorded in the Ionian Sea.

A series of carapace length-frequency distributions, with evidence of juveniles, has been analyzed in order to estimate new growth parameters for the species. A growth rate slower than that previously observed for the study area was estimated. A longer life span, of about 9-10 years, has been assigned to the females.

In order to show the senescence effects on the reproduction, 14498 mature females have been analyzed in relation to their carapace length. A reduction of the percentage of mature females older than 5-6 years has been observed. In addition, 152 moulting specimens have been analyzed in relation to the length. A reduction of the moulting condition in individuals older than 4 years has been shown. Concerning natural mortality rate, no senescence effects have been observed, considering either the fast or the slow growth scenery, obtained from the literature and from this study respectively.

**Bibliografia**

CAMPILLO A. (1994) - Bio-ecology of *Aristeus antennatus* in the French Mediterranean. In: Bianchini M.L., Ragonese S. (eds), *Life Cycles and Fisheries of the Deep-water Red Shrimps* Aristaeomorpha foliacea *and* Aristeus antennatus. Proc. of the International workshop held in the Instituto di Tecnologia della Pesca e del Pescato., *N.T.R. - I.T.P.P.* Special Publication, **3**: 25-26.

CHEN S., WATANABE S. (1989) - Age dependence of natural mortality coefficient in fish population dynamics. *Nippon Suisan Gakkaish,* **55** (2): 205-208.

D'ONGHIA G., MATARRESE A., MAIORANO P., PANZA M. (1997) - Recruitment pattern of *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) from the north-western Ionian Sea. *Biol. Mar. Medit.,* **4** (1): 244-253.

GAYANILO F.C. JR., SPARRE P., PAULY D. (1995) - The Fao-ICLARM Stock Assessment Tools (FISAT) User's Guide. *FAO Computerized information Series (Fisheries),* **8**: 126 pp.

JOBLING M. (1995) - *Environmental Biology of Fishes*. Chapman & Hall, London.

MATARRESE A., D'ONGHIA G., TURSI A. (1992) - Struttura e dinamica dello stock di *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) (Crustacea, Decapoda) nel Mar Jonio. *Oebalia,* **17** (Suppl): 61-66.

MATARRESE A., D'ONGHIA G., DEFLORIO M., PANZA M., COSTANTINO G. (1995) - Recenti acquisizioni sulla distribuzione batimetrica di *Aristaeomorpha foliacea* e *Aristeus antennatus* (Crustacea, Decapoda) nel Mar Ionio. *Biol. Mar. Medit*., **2** (2): 299-300.

MATARRESE A., D'ONGHIA G., TURSI A., MAIORANO P. (1997) - Vulnerabilità e resilienza di *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827) e *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) (Crostacei, Decapodi) nel Mar Ionio. *S.It.E. Atti,* **18**: 535-538.

McCONAUGHA J.R. (1999) - Biochemical measures of age in the Blue Crab: lab and field verification. Chesapeaken Bay Stock Assessment Committee Workshop at National Oceanic and Atmospheric Administration.

MEDAWAR P.B. (1946) - Old Age and Natural Death. *The Modern Quarterly*, **2**: 30-49.

MOURENTE G., DIAZZ-SALVAGO E. (1999) - Characterization of antioxidant systems, oxidation status and lipids in brain of wild-caught size-class distributed *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) Crustacea, Decapoda. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B,* **124**: 405-416.

MURA M., CAMPISI S., CAU A. (1992) - Osservazioni sulla biologia riproduttiva negli aristeidi demersali nel Mediterraneo Centro-Occidentale. *Oebalia*, **17** (2): 75-80.

MURA M., ORRU' F., CAU A. (1997) - Osservazioni sull'accrescimento di individui in fase pre-riproduttiva di *Aristeus antennatus* e *Aristaeomorpha foliacea*. *Biol. Mar. Medit*., **4** (1): 254-261.

ORSI RELINI L., RELINI G. (1979) - Pesca e riproduzione del gambero rosso *Aristeus antennatus*

(Decapoda, Penaeidae) nel Mar Ligure. *Quad. Civ. Staz. Idrobiol*. Milano, **7**: 39-62.

ORSI RELINI L., RELINI G. (1986) - Displacement of *Aristeus antennatus* deduced by the structure of the fished stock in Portofino area (Eastern Ligurian Sea). *Rapp. Comm. Int. Mer Medit*, **30** (2): 12.

ORSI RELINI L., RELINI G. (1998) - Seventeen instars of adult life in females of *Aristeus antennatus* (Decapoda Aristeidae). A new interpretation of life span and growth. *J. Nat. History,* **32**: 1719-1734.

RELINI M. (2000) - Valutazione delle risorse biologiche rappresentate dai gamberi di ambiente batiale, *Aristeus antennatus* e *Aristaeomorpha foliacea*, in due bacini mediterranei. Tesi di dottorato di ricerca. Università degli Studi di Bari.

RELINI G., BERTRAND J., ZAMBONI A. (eds) (1999) - Synthesis of the knowledge on bottom fishery resources in central Mediterranean, Italy and Corsica. *Biol. Mar. Medit*., **6** (Suppl. 1): 868 pp.

RELINI G., MAIORANO P., D'ONGHIA G., ORSI RELINI L., TURSI A., PANZA M. (2000) - A pilot experiment of tagging the deep shrimp *Aristeus antennatus* (Risso, 1816). *Sci. Mar.,* **64** (3): 357-361.

RICKLEFS R.E. (1999) - *L'economia della natura*. Zanichelli Ed. S.p.A, Bologna.

SARDA' F., CARTES J.E. (1997) - Morphological features and ecological aspects of early juveniles specimens of the aristeid shrimp *Aristeus antennatus* (Risso, 1816). *Mar. Freshwater Res*., **48**: 73-77.

SOBRINO I., VILA Y., RAMOS F., MEDINA A. (2001) - Identification and Quantification of the Age-pigment, Lipofuscin, in Brains of the Deep-water Rose Shrimp *Aristeus antennatus* (Risso, 1816). NAFO SCR DOC., No. 152, Serial No. N4546: 4 pp.

STATSOFT (1995) - STATISTICA release 5 for Windows operating system by StatSoft.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 124-130

C. Larato, P. Del Negro, P. Sist*, R. Urbani*, S. Fonda Umani

Laboratorio di Biologia Marina, Via A. Piccard, 54 – 34010 Trieste, Italia.
*Dipartimento di Biochimica, Biofisica e Chimica delle Macromolecole, Università di Trieste, Italia.

# DEGRADAZIONE BATTERICA DEGLI ESSUDATI DI *CHAETOCEROS CURVISETUS* (BACILLARIOPHYCEAE) IN FASE SENESCENTE

# *BACTERIAL DEGRADATION OF* CHAETOCEROS CURVISETUS *EXTRACELLULAR RELEASE IN SENESCENT GROWTH STAGE*

***Abstract***

*Several studies have shown that both the percentage and the molecular weight distribution of the photosynthetic extracellular release increases during the senescent growth stage of* Chaetoceros *species. A considerable proportion of the organic matter produced by these diatoms is used by bacteria, so changes in its quantitative and qualitative composition could influence the microbial community.*
*The experiment described here was designed to evaluate the organic matter production by* Chaetoceros curvisetus*, with special emphasis on the senescent stage, its composition and utilization by bacteria in order to investigate the microbial response to this organic carbon source.*

***Key-words***: Chaetoceros curvisetus*, algal excretion, carbohydrates, microbial degradation.*

## Introduzione

Durante gli studi pluriennali sulla distribuzione del fitoplancton nel Golfo di Trieste (Cabrini *et al*., 2000), il genere *Chaetoceros* è risultato uno dei più rappresentativi, sia durante le fioriture primaverili che quelle autunnali. La presenza di queste diatomee, e soprattutto l'incremento della loro abbondanza, è sempre stata associata ad un marcato aumento delle attività esoenzimatiche batteriche (Del Negro, com. pers.). I batteri sono in grado, infatti, di utilizzare direttamente le molecole organiche più piccole (peso molecolare <600 Da; Arnosti, 1994) mentre i composti ad elevato peso molecolare vengono sottoposti ad una preventiva idrolisi operata da enzimi liberati dalle cellule (Chrost, 1990; Hoppe *et al*., 1988). Queste osservazioni supportano l'ipotesi che *Chaetoceros* contribuisca ad arricchire la sostanza organica in composti ad elevato peso molecolare. I prodotti dell'essudazione microalgale, che rappresentano una delle principali fonti di energia per il popolamento microbico (Obernosterer e Herndl, 1995), hanno una composizione chimica specie-specifica che varia anche in relazione alle condizioni fisiologiche dei produttori (Myklestad *et al*., 1972; Haug e Myklestad, 1976). Durante la fase senescente di crescita aumenta la percentuale di carbonio fotoassimilato che viene rilasciata (Obernosterer e Herndl, 1995) e l'essudato si arricchisce in carboidrati (Myklestad, 1995; Obernosterer e Herndl, 1995; Corzo *et al*., 2000) ad alto peso molecolare (Schuster e Herndl, 1995). Il genere *Chaetoceros*, in particolare, produce, durante le fasi stazionaria e senescente, materiale colloidale (Alldredge *et al*., 1995; Corzo *et al*., 2000).

Se la matrice organica prodotta dalle alghe non viene utilizzata dai batteri, si accumula e può, in alcuni casi, dare origine ad aggregati anche di notevoli dimensioni (Myklestad, 1995; Obernosterer e Herndl, 1995; Fajon *et al*., 1999).

Scopo del presente lavoro è verificare se la degradabilità della sostanza organica disciolta possa essere influenzata dai prodotti di essudazione di *Chaetoceros* ed in particolare da quelli liberati durante la fase senescente del ciclo vitale.

## Materiali e metodi

Da una coltura monospecifica, non axenica, di *Chaetoceros curvisetus*, isolato nel Golfo di Trieste, è stata prelevata un'aliquota di 34.43 ml, corrispondente a $1.3*10^5$ cell $ml^{-1}$ e trasferita in 4.5 l di terreno F/2 (Guillard e Ryther, 1962). La coltura così ottenuta è stata arricchita con batteri ed incubata over-night a 14 °C.

L'inoculo batterico è stato ottenuto filtrando 4.2 l di acqua di mare, prelevata in una stazione costiera prossima al Parco Marino di Miramare, su membrane di teflon idrofilo (Millipore) di porosità pari a 1 µm per eliminare gli organismi di dimensioni superiori e concentrando successivamente i batteri su membrane di teflon idrofilo (Millipore) di porosità pari a 0,1 µm. La coltura arricchita è stata incubata per 21 g a 14 °C con cicli luce-buio di 14-10 h ed una illuminazione di 70 µE $m^{-2}$ $s^{-1}$.

Il campionamento della coltura è stato eseguito sempre alla stessa ora (10-11 a.m.) prelevando circa 200 ml. I parametri microbiologici e chimici sono stati valutati su 3 repliche.

Il conteggio delle cellule di *Chaetoceros* è stato effettuato utilizzando un microscopio ottico invertito con un ingrandimento finale di 320×. Le divisioni giornaliere sono state calcolate come tasso di crescita specifico K(e) × $0.6931^{-1}$ (Guillard, 1973).

L'abbondanza del popolamento batterico è stata stimata in microscopia ad epifluorescenza secondo il protocollo di Porter e Feig (1980).

L'attività enzimatica è stata valutata secondo il metodo di Hoppe (1983) e Hoppe *et al.* (1988). Le attività α e ß glucosidasica, ß galattosidasica e lipasica sono state misurate come tasso di idrolisi rispettivamente di MUF-α-D-glucopyranoside, MUF-ß-D-glucopyranoside, MUF-ß-D-galattopyranoside e MUF-oleate, mentre l'attività aminopeptidasica è stata valutata come tasso d'idrolisi della L-leucina-4-methylcoumariyl-7-amide.

La produzione batterica (Bacterial Carbon Production BCP) è stata determinata secondo il metodo di Smith e Azam (1992) che prevede l'incorporazione di $^3$H-leucina.

La respirazione (R) è stata misurata come variazione della concentrazione di ossigeno (Winkler, 1888; Carrit e Carpenter, 1965) in campioni mantenuti al buio per 24 h alla temperatura *in situ*. La concentrazione di ossigeno è stata convertita in quantità di carbonio consumato per la produzione di anidride carbonica, considerando il rapporto $CO_2/O_2$ = 1 proposto da Chin Leo e Benner (1992).

Dal rapporto tra la concentrazione di carbonio prodotto (BCP) e quella di carbonio metabolizzato (BCP + R) è stata calcolata l'efficienza di crescita batterica.

Per la determinazione dei carboidrati totali e disciolti è stato utilizzato il metodo spettrofotometrico TPTZ proposto da Myklestad (1997), mentre l'analisi della composizione monosaccaridica è stata effettuata secondo la procedura di Blakeney *et al.* (1983) per ottenere gli alditolo acetilati, i quali sono stati rilevati in gas-cromatografia.

## Risultati

Dopo un periodo di latenza, la coltura entra nella fase di crescita esponenziale che raggiunge il massimo tra l'ottavo ed il decimo giorno con 1.2 divisioni giornaliere. La fase stazionaria inizia il decimo giorno e si protrae fino al diciasettesimo, a partire dal quale ha inizio una rapida riduzione del popolamento (Fig. 1).

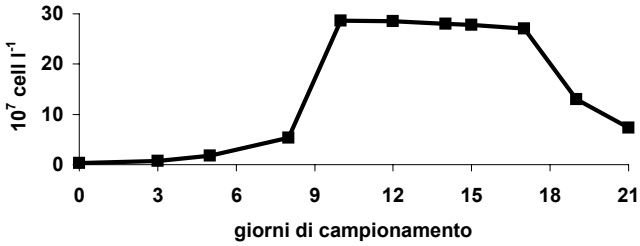



Fig. 1 - Curva di crescita della coltura di *Chaetoceros curvisetus.*
Chaetoceros curvisetus *growth curve.*

I batteri aumentano notevolmente immediatamente dopo l'arricchimento della coltura stabilizzandosi poi su abbondanze più modeste che permangono costanti fino alla fase senescente, quando si registra l'incremento maggiore di tutto il periodo di studio ($184.3 \pm 21.8$ $10^6$ cell $ml^{-1}$) (Fig. 2).

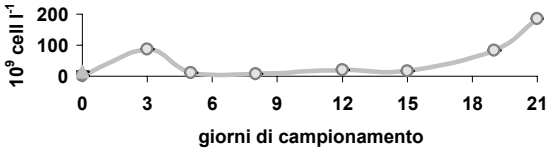



Fig 2 - Andamento temporale dell'abbondanza del popolamento batterico.
*Temporal pattern of the bacterial abundance.*

La respirazione batterica è massima (16.3 µgC $l^{-1}$ $h^{-1}$) nel periodo di crescita esponenziale così come la produzione (BCP) (Fig. 3) confermando come il metabolismo batterico sia inizialmente indirizzato verso i processi degradativi e solo in fase senescente prevalga la replicazione.

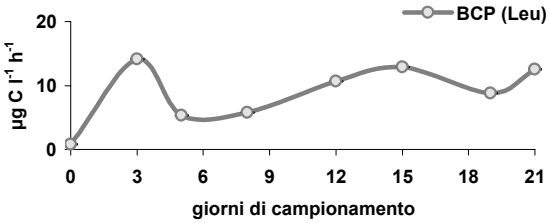



Fig. 3 - Andamento temporale della produzione batterica.
*Temporal pattern of the bacterial secondary production.*

Le fasi iniziali di crescita sono, infatti, caratterizzate, da contenute concentrazioni di carboidrati che raggiungono il valore massimo ($18.2 \pm 0.8$ mg $l^{-1}$) all'inizio della fase

stazionaria e, dopo un lieve decremento, si mantengono costanti fino al termine del periodo di studio. La frazione disciolta, invece, raggiunge la concentrazione massima ($5.8 \pm 0.2$ mg $l^{-1}$) il ventunesimo giorno di campionamento (Fig. 4A). Normalizzando la concentrazione di carboidrati per il numero di cellule algali si osserva come la produzione aumenti a partire dalla tarda fase stazionaria e raggiunga il massimo durante la fase senescente (Fig. 4B). Lo spettro composizionale dei carboidrati disciolti ne dimostra la chiara origine algale: fucosio, glucosio, ramnosio e galattosio risultano i monosaccaridi predominanti nelle catene esopolisaccaridiche come descritto da Haug e Myklestad (1976) per gli essudati di questa specie.

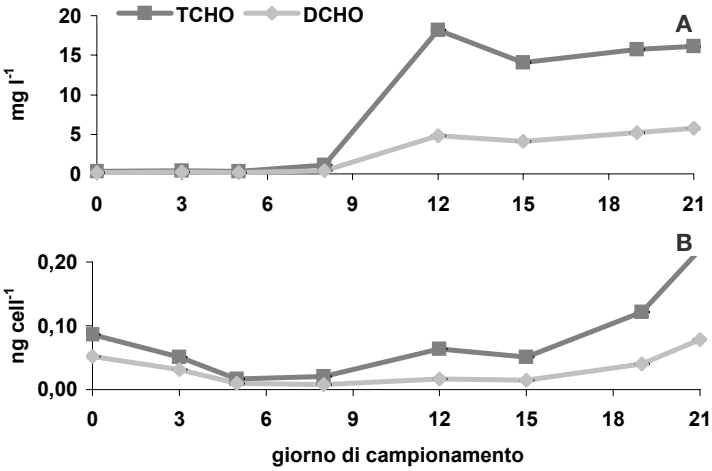



Fig. 4 - Andamento temporale della concentrazione dei carboidrati totali (TCHO) e disciolti (DCHO) (A) espressa anche come concentrazione per cellula (B).

*Temporal pattern of total and dissolved carbohydrates concentration (A). In figure B the same values have been divided by the algal abundance.*

L'arricchimento del mezzo in carboidrati stimola la produzione batterica di enzimi deputati alla loro degradazione che risulta particolarmente intensa al termine della fase stazionaria e raggiunge la velocità più elevata durante la fase senescente quando la frazione glucidica tende ad arricchirsi in composti ad elevato peso molecolare (Fig. 5). La somma dei tassi di idrolisi di $\alpha$ e ß glucosidasi e ß galattosidasi risulta significativamente correlata sia alle concentrazioni di carboidrati totali ($n=8$, $r=0.519$; $p<0.05$) sia a quelle della frazione disciolta ($n=8$; $r=0.522$; $p<0.05$). La ß galattosidasi risulta l'enzima più attivo ($301.1 \pm 19.2$ nM $h^{-1}$) durante la fase stazionaria a conferma della notevole abbondanza di galattosio negli essudati di *Chaetoceros curvisetus* (Haug e Myklestad, 1976). Le glucosidasi, invece, aumentano negli ultimi giorni di campionamento (Fig. 6A), in quanto probabilmente il substrato di questi enzimi è rappresentato principalmente dai prodotti di lisi cellulare piuttosto che dall'essudato algale. Il glucosio, infatti, oltre ad essere presente nella sostanza organica essudata, rappresenta un componente fondamentale dei polimeri del materiale di riserva (Myklestad, 1995).

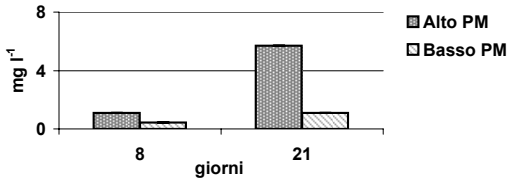



Fig. 5 - Composizione dei carboidrati ad alto e basso peso molecolare (PM) in fase esponenziale e senescente.

*High and low molecolar weight composition of carbohydrates during the exponential and senescent stages.*

La degradazione lipidica, estremamente attiva nella fase iniziale della coltura probabilmente stimolata da materiale organico di origine cellulare aggiunto durante il processo di arricchimento batterico, si riduce drasticamente già dopo il terzo giorno (Fig. 6A). I lipidi, pur rappresentando una frazione degli essudati algali, non ne costituiscono la componente principale. Risulta però interessante osservare come i batteri recuperino dalla frazione lipidica, all'inizio della fase esponenziale, il carbonio necessario al loro metabolismo fino a quando la concentrazione di glucidi non raggiunge livelli elevati.

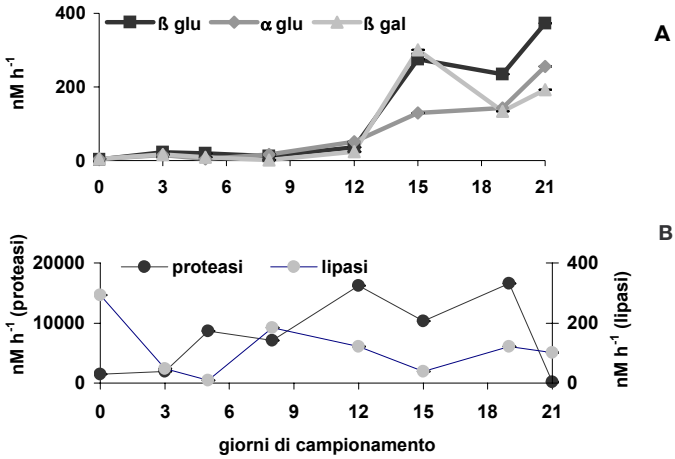



Fig. 6 - Andamento temporale delle attività ß glucosidasiche, α glucosidasiche, ß galattosidasiche (A); lipasiche e proteasiche (B).

*Temporal pattern of the enzymatic activities: ß glucosidase, α glucosidase, ß galactosidase (A); lipase and protease (B).*

Il recupero dell'azoto risulta estremamente più intenso di quello del carbonio. L'attività aminopeptidasica, superiore di 2 ordini di grandezza rispetto agli altri enzimi saggiati, raggiunge il suo valore più elevato ($16.6 \pm 0.9$ μM $h^{-1}$) durante la fase senescente al termine della quale si osserva una brusca diminuzione (Fig. 6B) in corrispondenza dell'aumento delle attività glucosidasiche.

La produzione batterica (BCP) (Fig. 3) risulta ben correlata con la velocità d'idrolisi delle proteine ($n=8$; $r=0.956$; $p<0.01$) a conferma della elevata sintesi di enzimi ed in particolare di quelli più rappresentati.

## Conclusioni

Le modificazioni del profilo enzimatico espresso dalla comunità batterica presente in una coltura di *C. curvisetus* rappresentano un indice delle variazioni qualitative della sostanza organica essudata durante le diverse fasi di crescita algale.

In particolare durante la fase senescente si registra un marcato incremento del metabolismo glucidico sostenuto da un aumento di carboidrati essudati e/o rilasciati ad alto peso molecolare. La lisi delle cellule algali nella fase terminale di crescita arricchisce il substrato in polisaccaridi di riserva ricchi in glucosio. Ciò induce l'incremento dell'attività glucosidasica nonostante rimanga estremamente attiva anche la galattosidasi poiché, come confermato da Schuster e Herndl (1995), con l'invecchiamento della coltura aumenta il peso molecolare degli essudati che si arricchiscono in carbonio e si impoveriscono in azoto. Questo induce una parallela diminuzione dell'attività proteasica.

Le alghe in fase senescente sostengono un incremento della biomassa batterica la cui efficienza di crescita, risulta molto più alta (0.43) che in fase esponenziale (0.16).

Da queste osservazioni sembra si verifichi un accoppiamento tra i processi di degradazione e la successiva utilizzazione batterica delle molecole organiche. Esportando questi risultati alle osservazioni condotte in mare si può ipotizzare che, in assenza di controlli da parte dei predatori o di competizione di substrato, la sostanza organica essudata da *C. curvisetus* in fase senescente, pur arricchendosi in composti chimici ad elevato peso molecolare, possa venir utilizzata dai batteri. Qualora però, il popolamento batterico, abbia a disposizione materiale organico più facilmente utilizzabile, potrebbe verificarsi un accumulo degli essudati di *Chaetoceros* ed una loro conseguente aggregazione.

**Summary**

*Chaetoceros* species are important primary producers in the Gulf of Trieste. Extracellular organic material changes as percentage and as molecular weight during growth and increases during the senescent stage. A considerable proportion of the organic matter relaesed by *Chaetoceros* is used by bacteria directly or through enzymatic degradation. Qualitative and quantitative changes of the organic matter influence microbial activities decreasing their efficiency and eventually causing organic matter accumulation. Under appropriate physical-chemical conditions, the accumulated organic matter might form aggregates.

The experiment described was designed to evaluate the organic matter released by *Chaetoceros curvisetus*, especially during the senescent stage, its composition and bacterial uptake.

A culture of *C. curvisetus* was incubated for 21 days in F/2 medium, the production of total and dissolved carbohydrates was measured. To evaluate the bacterial response to *Chaetoceros* organic carbon production, bacterial abundance, secondary production and enzymatic activities were detected.

The obtained data seem to confirm that during *Chaetoceros* senescent stage the released organic matter increases. It was mostly composed by carbohydrates. Bacteria were able to used *Chaetoceros* organic matter, as reflected by the increase of microbial abundance.

**Ringraziamenti**

Gli autori ringraziano calorosamente i colleghi Blasutto, Sdrigotti, Crevatin, Karuza, Bussani e Paoli per la preziosa collaborazione.

**Bibliografia**

ALLDREDGE A., GOTSCHALK C., PASSOW U., RIEBESELL U. (1995) - Mass aggregation of diatom bloom: insights from a mesocosm study. *Deep-Sea Research II* , **42** (1): 9-27.

ARNOSTI C., REPETA D.J., BLOUGH N.V. (1994) - Rapid bacterial degradation of polysaccharides in anoxic marine systems. *Geochimica et Cosmologica Acta*, **58** (12): 2639-2652.

BLAKENEY A.B., HARRIS P.J., HENRY R.J., STONE B.A. (1983) - A simple and rapid preparation of alditol acetates for monosaccharide analysis. *Carb Res*., **113**: 291-299.

CABRINI M., COK S., PECCHIAR I. (2000) - Dinamica e struttura del fitoplancton nella fascia costiera del Golfo di Trieste. *Biol. Mar. Medit*., **7** (1): 850-853.

CARRIT E. CARPENTER J.H. (1965) - The Chesapeake Bay Institute Technique for Winkler dissolved oxygen method. *Limnol. Oceangr.,* **10**: 141-143.

CHIN-LEO G., BENNER R. (1992) – Enhanced bacterioplankton production and respiration at intermediate salinities in the Mississipi River plume. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **87**: 87-103.

CHROST R.J. (1990) - Microbial ectoenzymes in aquatic environments. In: Overbeck J., Chrost R.J. (eds), *Aquatic microbial ecology. Biochemical and molecular approaches*. Springer-Verlag, Berlin: 47-78.

CORZO A., MORILLO A., RODRÌGUEZ S. (2000) - Production of transparent exopolymer particles (TEP) in cultures of *Chaetoceros calcitrans* under nitrogen limitation. *Aquatic. Microbiol. Ecol*., **23**: 63-72.

FAJON C., CAUWET G., LEBARON P., TERZIC S., AHEL M., MALEJ A., MOZETIC P., TURK V. (1999) - The accumulation and release of polysaccharides by planktonic cells and the subsequent bacterial response during a controlled experiment. FEMS *Microb. Ecol*., **29**: 351-363.

GUILLARD R.R.L., RYTHER J.H. (1962) - Studies of marine planktonic diatoms. I. *Cyclotella nana* Hustet, and *Detonula confervacea* (Cleve) Gran. Can. *J. Microbiol*, **8**: 229-239.

GUILLARD R.R.L. (1973) – Growth measurements: division rates. In: Stein J.R. (eds), *Culture Methods & Growth Measurements*, Press Syndacate of the University of Cambridge Pubblications, Cambridge: 303-304.

HAUG A., MYKLESTAD S. (1976) - Polysaccharides of marine Diatoms with special reference to *Chaetoceros* species. *Mar. Biol.,* **34**: 217-222.

HOPPE H.G., KIM S.J., GOCKE K. (1988) - Microbial decomposition in aquatic environments: combined processes of extracellular enzyme activity and substrate uptake. *Appl. Environ. Microbiol*., **54**: 784-790.

HOPPE H.G. (1983) - Significance of exoenzymatic activities in the ecology of brackish water: measurments by means of methylumbelliferyl-substrates. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **11**: 299-308.

MYKLESTAD S. (1974) - Production of carbohydrates by marine plankonic diatoms. I. Comparison of nine different species in culture. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., **15**: 261-274.

MYKLESTAD S., HAUG A. (1972) - Production of carbohydrates by marine diatoms *Chaetoceros affininis* var. Willei (Gran.) Hustedt. I. Effect of the concentration of nutrients in the culture medium. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* **9**: 125-136.

MYKLESTAD S. (1995) - Release of extracellular products by phytoplankton with special emphasis on polysaccharides. *Sci. Total Environ.,* **165**: 155-164.

MYKLESTAD S., SKANOY E., HESTMANN S. (1997) – A sensitive and rapid method for analysis of dissolved mono- and polysaccharides in seawater. *Marine Chemistry,* **56**: 279-286.

OBERNOSTERER I., HERNDL G. (1995) - Phytoplankton extracellular release and bacterial growth: dependence on the inorganic N:P ratio. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **116**: 247-257.

PORTER K.G., FEIG Y.S. (1980) - The use of DAPI for identifying and counting acquatic microflora. *Limnol. Oceanogr*., **25**: 943-948.

SCHUSTER S., HERNDL G.J. (1995) - Formation and significance of transparent exopolymeric particles in the Northern Adriatic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **124**: 227-236.

SMITH D.C., AZAM F. (1992) - A simple, economical method for measuring bacterial protein synthesis rates in sea water using $H^3$ leucine. *Mar. Microb. Food Webs*, **6** (2): 107-114.

WINKLER L.W. (1888) - Die Bestimmung des im Wasser gelosten Sauerstoffes. *Chem. Ber*., **21**: 2843-2855.

Il lavoro è stato svolto nell'ambito del progetto "Studio dello stato trofico e delle anomalie del sistema Alto Adriatico" finanziato dalla Comunità Europea e dalla Regione Friuli Venezia Giulia nell'ambito dell'iniziativa comunitaria Interreg III Italia-Slovenia.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 131-137

C. Mazziotti, M. Pompei*, A. Ghetti, M. Cangini*, G. Montanari, C.R. Ferrari

ARPAER Agenzia Regionale Prevenzione e Ambiente Emilia Romagna, Struttura Oceanografica Daphne, Viale Vespucci, 2 – 47042 Cesenatico, Forlì Cesena, Italia.
*Centro Ricerche Marine, Viale Vespucci, 2 - 47042 Cesenatico Forlì Cesena, Italia.

# CRESCITA E SENESCENZA DI *GONYAULAX FRAGILIS* (DINOPHYCEAE) NEI PROCESSI DI FORMAZIONE DI AGGREGATI MUCILLAGINOSI LUNGO LA COSTA EMILIANO-ROMAGNOLA

# *GROWTH AND SENESCENCE OF* GONYAULAX FRAGILIS *(DINOPHYCEAE) IN RELATION WITH THE FORMATION PROCESSES OF MUCILAGINOUS AGGREGATES OFF THE EMILIA-ROMAGNA COAST*

***Abstract***

*The simultaneous presence of* Gonyaulax fragilis *and mucilage off the Emilia-Romagna Coast has been observed since 1988, when they were both first noticed. It is remarkable that this dinoflagellate species appears along the water column 20-30 days before the formation of aggregates and that specific environmental conditions are associated with its development. The polysaccharide hyperproduction, high growth and cellular disgregation of* G. fragilis *may contribute greatly to the increase of mucilage formations in this area.*

***Key-words:*** *Adriatic Sea, Dinoflagellates,* Gonyaulax fragilis*, mucopolysaccharides, phytoplankton.*

## Introduzione

Nel 1988, dopo decenni di assenza, è ricomparso il fenomeno degli aggregati mucillaginosi in maniera massiva lungo la costa emiliano-romagnola; da quell'evento in poi è sempre stata osservata sia nell'acqua che negli stessi aggregati la presenza del dinoflagellato *Gonyaulax fragilis* (Schütt) Kofoid (Schütt, 1895; Kofoid, 1911).

*Gonyaulax fragilis* è una microalga appartenente alla classe delle Dinophyceae, famiglia Gonyaulacaceae (Honsell *et al*., 1992), di forma sferico-ovale con diametro di 30-50 µm (Fig. 1), ed un biovolume di 12.290 $\mu m^3$.

Questa specie, come altre del genere *Gonyaulax* (Mackenzie *et al*., 2002; Pompei *et al*., 2003), è nota per la capacità di produrre e rilasciare grandi quantità di sostanze mucopolisaccaridiche nell'ambiente circostante.

Questa specie non era mai stata riscontrata, neppure a basse concentrazioni, in anni precedenti al 1988, durante i monitoraggi che, dal 1976, sistematicamente venivano eseguiti nelle acque costiere fino a 20 Km dalla costa. L'intensificazione dei controlli e prelievi sugli aggregati mucillaginosi negli anni seguenti ha evidenziato che la concentrazione di tale microalga, solitamente assente o in concentrazioni non sempre rilevabili a causa del tipo di campionamento, aumenta nei periodi in cui il fenomeno si presenta.

In questa nota si riportano le osservazioni riguardanti lo sviluppo e la senescenza di *Gonyaulax fragilis* in relazione agli eventi mucillaginosi occorsi in quindici anni di monitoraggio; i dati riportati si riferiscono principalmente alle analisi effettuate nell'anno 2002, anno in cui il fenomeno si è manifestato in maniera piuttosto intensa.

## Materiali e metodi

I campionamenti sono stati effettuati nell'area di mare antistante la costa emiliano-romagnola, sia nelle stazioni di monitoraggio situate entro i 3 Km dalla costa, previ-

ste dal D.Lgs 152/99 (Fig. 1), sia nei punti in cui si osservavano affioramenti mucillaginosi. In quest'ultimo caso le indagini hanno interessato l'intera colonna d'acqua, in particolare le profondità in cui era localizzato il materiale gelatinoso (filamenti, nastri o nubi). Questi controlli si sono intensificati all'interno di un piano di sorveglianza per la balneazione (nota operativa RER 02/07/98, prot. 25952/PRC) che viene attivato dalla Regione Emilia-Romagna in occasione della comparsa delle mucillagini.

Le determinazioni dei parametri idrologici sono state effettuate mediante la strumentazione installata a bordo del battello oceanografico "Daphne II". Per l'esecuzione dei profili verticali di temperatura, salinità, ossigeno disciolto, pH, clorofilla "a" si è utilizzata la sonda multiparametrica Idronaut mod. Ocean Seven 316. Le riprese subacquee degli aggregati mucillaginosi e dei loro spostamenti lungo la colonna d'acqua, fino alla sedimentazione, sono state effettuate tramite telecamere filoguidate della Fulgor Mare e Telesub Lanterna. L'osservazione dei campioni di fitoplancton è stata fatta con microscopio rovesciato sia in campo chiaro che in auto ed epifluorescenza, utilizzando per l'analisi quantitativa il metodo di Uthermöhl (Uthermöhl, 1958). Per la determinazione dei sali nutritivi sono state impiegate metodiche in uso applicate ad autoanalizzatori della "Bran-Luebbe" mod. Traacs 800 e AA3. Nella "routinaria" attività di monitoraggio i campioni d'acqua, dopo apposita filtrazione attraverso un filtro Millipore (Ha 47 mm di diametro e 0.45 µm di porosità) sono stati analizzati al fine di determinare i seguenti parametri: fosforo reattivo, azoto ammoniacale, azoto nitrico e nitroso (la somma delle ultime 3 forme di azoto verranno espresse come DIN (Dissolved Inorganic Nitrogen). Per quanto riguarda i campionamenti effettuati in concomitanza dei fenomeni mucillaginosi, le determinazioni analitiche dei nutrienti sono state effettuate sulle acque interstiziali estratte per centrifugazione e successivamente filtrate su filtro in cellulosa con porosità di 0,45 µm.

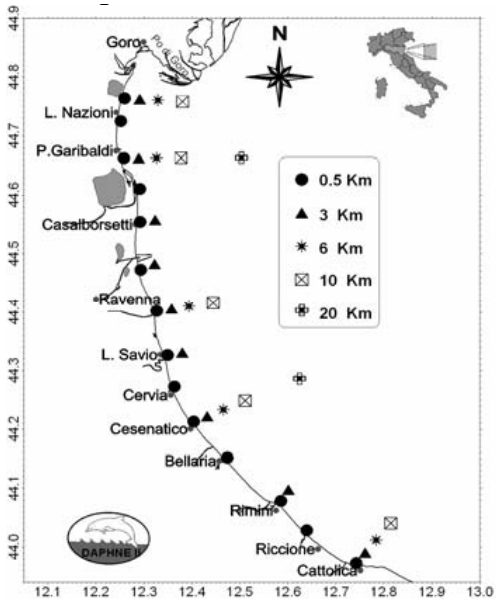



Fig. 1 - Rete di monitoraggio della costa Emiliano-Romagnola.
*Sampling stations of Emilia-Romagna coast.*

## Risultati

I monitoraggi effettuati lungo la costa dell'Emilia Romagna, dal 1976 ad oggi, hanno messo in evidenza la comparsa di aggregati mucillaginosi per la prima volta nel 1988 e successivamente nel 1989, 1991, 1997, 2000, 2001 e 2002, in maniera più o meno intensa (Tab. 1); in tutti i campioni di mucillagine prelevati nelle diverse occasioni è stata osservata la presenza di *Gonyaulax fragilis* anche se, spesso, in via di decomposizione.

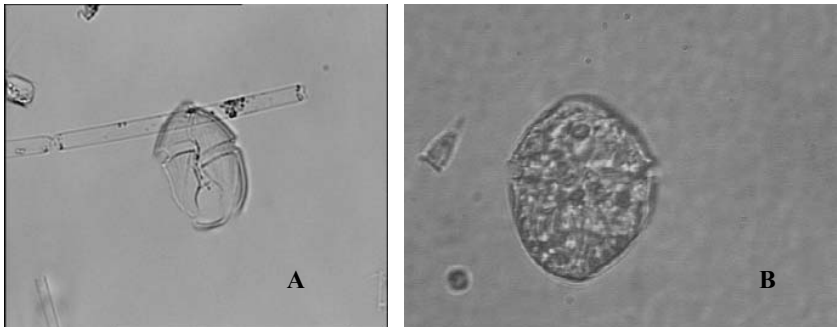



Fig. 2 - A - Teca di *Gonyaulax fragilis*, fotografata al microscopio ottico in campo chiaro (400×).
B - Cellula intera di *Gonyaulax fragilis*, fotografata al microscopio ottico in campo chiaro (1200×).

*A - Light micrographs of* Gonyaulax fragilis: *theca (bright-field) (400×).*
*B - Light micrographs of* Gonyaulax fragilis: *living cell (bright-field) (1200×).*

L'analisi quali-quantitativa del fitoplancton, effettuata nei campioni di acqua prelevati lungo la costa emiliano romagnola, ha messo in evidenza che *G. fragilis* compare generalmente nei mesi di maggio e giugno, quando le temperature medie delle acque superficiali si aggirano intorno ai 15-16 °C e lo si può osservare anche fino a temperature di circa 10 °C, registrate di solito in novembre-dicembre (Regione Emilia-Romagna, 2002). La sua distribuzione interessa sia le acque costiere che quelle più al largo (20 Km) e tutta la colonna d'acqua.

Le concentrazioni riscontrate, prima della comparsa delle mucillagini, risultano non molto elevate (qualche centinaia di cell $l^{-1}$), ma è stato osservato che la presenza di *Gonyaulax fragilis,* anche a queste densità, precede di circa 20-30 giorni la formazione di aggregati (filamenti e ragnatele) lungo la colonna d'acqua. Condizioni ambientali come l'innalzamento della temperatura, la stratificazione della colonna d'acqua e l'assenza di perturbazioni per un lungo periodo, favoriscono il suo sviluppo tanto che, all'interno e attorno al muco che si è formato, questa microalga può raggiungere concentrazioni anche molto elevate (qualche milione di cell $l^{-1}$). L'abnorme crescita di *G. fragilis*, ma anche di altre specie fitoplanctoniche, è sicuramente dovuta alle alte concentrazioni di nutrienti presenti nell'acqua interstiziale degli aggregati. Infatti le concentrazioni dei nutrienti rilevate nelle acque degli aggregati prelevati nella stazione a 10 Km al largo di Cesenatico il 27 luglio 2002, hanno messo in evidenza un forte arricchimento di fosforo inorganico disciolto ed azoto inorga-

nico disciolto (DIN) le cui componenti presentano rispettivamente valori di 250 e 2300 µg $l^{-1}$ (valori confermati anche da altri precedenti eventi (Rinaldi *et al*., 1995)).

Tab. 1 - Distribuzione temporale della presenza di aggregati mucillaginosi e *Gonyaulax fragilis* lungo le coste Emiliano-Romagnole.
*Temporal trend of mucilaginous aggregates and* Gonyaulax fragilis *along the Emilia-Romagna coast.*

| Anno | Mucillagine | *Gonyaulax fragilis* |
|---|---|---|
| 1988 | Da agosto a settembre | Presente |
| 1989 | Da fine giugno a inizio agosto | Presente |
| 1990 | Assente | Assente |
| 1991 | Da fine giugno a fine agosto | Presente |
| 1992 | Assente | Assente |
| 1993 | Assente | Assente |
| 1994 | Assente | Assente |
| 1995 | Assente | Assente |
| 1996 | Assente | Assente |
| 1997 | Da agosto a settembre | Presente |
| 1998 | Assente | Assente |
| 1999 | Assente | Assente |
| 2000 | Da inizio giugno a inizio luglio | Presente |
| 2001 | Da fine giugno a metà luglio | Presente |
| 2002 | Da fine giugno a inizio settembre | Presente |

Queste concentrazioni risultano essere molto maggiori di quelle rilevate nell'acqua libera circostante priva di aggregati mucillaginosi (Tab. 2).

Tab. 2 - Densità di *Gonyaulax fragilis* negli aggregati e valori di DIN e P-$PO_4$ nei campioni di acqua prelevati nell'ambito del piano di sorveglianza.
*Density of* Gonyaulax fragilis *in aggregates and DIN – P-$PO_4$ values in water samples collected during the monitoring programme.*

| Data di prelievo | Stazione | *Gonyaulax fragilis* cell/L integre | *Gonyaulax fragilis* cell/L in decomposizione | DIN µg/L | P-$PO_4$ µg/L |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | |
| 27/07/02 | Cesenatico 15 Km | 58544 | 42289 | 7,21 | 0,44 |
| 30/07/02 | Cervia 0,5 Km | 195052 | 62920 | 24,29 | 2,88 |
| 31/07/02 | Rimini 0,5 km | 895720 | 12796 | 17,92 | 0,44 |
| 05/08/02 | P. Garibaldi 0,5 km | 867500 | 564480 | 31,21 | 0,80 |
| 05/08/02 | L. Adriano 20 Km | 5260643 | 1452320 | 7,01 | 0,44 |
| 12/08/02 | Cesenatico 10 Km | 5160930 | 1504050 | 32,57 | 2,79 |

L'osservazione microscopica del materiale gelatinoso, prelevato nelle diverse fasi di evoluzione dell'aggregato, sia lungo la colonna d'acqua che negli affioramenti, ha rivelato la presenza di cellule di *G. fragilis* non solo vive, ma anche in via di decomposizione (Tab. 2).

La degradazione cellulare inizia generalmente con una fuoriuscita di "muco citoplasmatico" dal poro apicale, cui segue una progressiva e completa rottura della fragile teca con il distacco delle placche. Da questa fase in poi, fino allo stadio finale d'invecchiamento della mucillagine, l'identificazione della cellula "disgregata" nell'ammasso gelatinoso risulta difficile. Infatti della cellula d'origine rimane solo il contenuto cellulare, di consistenza gelatinosa, in cui vengono inglobati altri elementi presenti nell'acqua circostante.

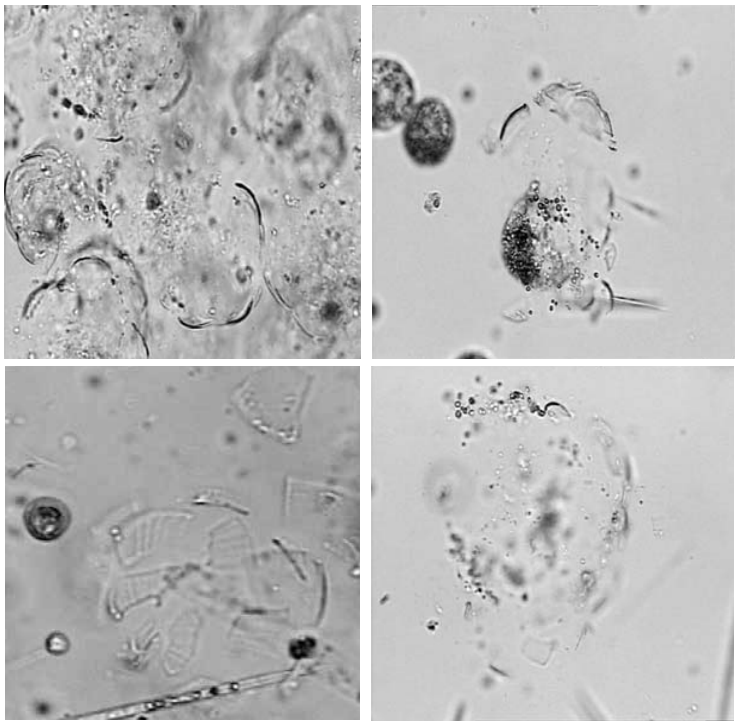


Fig. 3 - Fasi di decomposizione di *Gonyaulax fragilis.*
*Decomposition stages of* Gonyaulax fragilis.

Dall'analisi dei risultati ottenuti lungo il profilo effettuato sul transetto di Cesenatico (Tab. 3) si evidenzia che *G. fragilis* è presente in tutta l'area esaminata, con le più alte concentrazioni nelle stazioni più al largo. Il massimo valore si registra nei campioni di superficie con $3{,}04 \times 10^6$ cell $l^{-1}$ ed è in questo punto che si osserva un picco di clorofilla *a* pari a 160 µg $l^{-1}$. Densità significative si sono riscontrate anche a 10 Km dalla costa, a 6 metri di profondità, in prossimità del termoclino, dove sono state individuate mucillagini in forma di ragnatele e nubi.

Tab. 3 - Distribuzione di *Gonyaulax fragilis* lungo la colonna d'acqua nel transetto di Cesenatico (31 luglio 2002).
*Distribution of* Gonyaulax fragilis *along the Cesenatico transect (31 July 2002).*

| Distanza da costa | Profondità m | *Gonyaulax fragilis* cell/L | Temperatura °C | Salinità psu |
|---|---|---|---|---|
| **0,5 Km** | 0,50 | 3400 | 26,5 | 28 |
| **3 Km** | 0,50 | 18870 | 26,4 | 28,7 |
| **10 Km** | 0,50 | 11440 | 27 | 28,6 |
| | 6 | 63976 | 26 | 34 |
| | 12,3 (fondo) | 1440 | 23 | 37 |
| **20 Km** | 0,10 | 3042660 | 26,2 | 33,3 |
| | 0,50 | 107596 | 26 | 33,4 |
| | 7 | 5540 | 25,5 | 34,5 |
| | 15 | 2080 | 22 | 37 |
| | 22 (fondo) | 1280 | 19,4 | 37,9 |

## Conclusioni

Le osservazioni effettuate al microscopio sul materiale mucillaginoso prelevato nelle diverse fasi di evoluzione dell'aggregato, sia lungo la colonna d'acqua che negli affioramenti, hanno evidenziato la costante presenza di *Gonyaulax fragilis*, spesso a densità piuttosto elevate nello "strato superficiale cremoso", e in via di decomposizione o addirittura già decomposta nello stadio finale di invecchiamento della mucillagine.

Lo sviluppo di *Gonyaulax fragilis* all'interno della matrice mucillaginosa dimostra che l'aggregato risulta essere un habitat favorevole alla crescita di questo dinoflagellato, soprattutto per la elevata disponibilità di nutrienti rispetto all'ambiente circostante, e che nello stesso tempo, con la sua decomposizione, contribuisce notevolmente ad incrementare le dimensioni della massa gelatinosa. Infatti l'iperproduzione polisaccaridica da parte di *Gonyaulax fragilis*, le specifiche condizioni meteoclimatiche (alte temperature, stratificazione della colonna d'acqua, assenza di perturbazioni), e l'elevata crescita di questa microalga nella matrice gelatinosa stessa sono tutte condizioni favorevoli all'evoluzione del fenomeno.

**Summary**

The presence of *Gonyaulax fragilis* in seawaters off the Emilia-Romagna Coast (of Italy) has been observed since 1988, when the mucilaginous aggregates first appeared. This phenomenon occurred also during the following years, always in concomitance with an increase in concentration of the microalga, which is otherwise usually absent. Physical, chemical and biological analyses have been performed on water samples collected at monitoring stations within 3 km off the shoreline and nearby the mucilaginous matter. During the last summer *G. fragilis* (Dinophyceae, Gonyaulacaceae) was present since May-June both in- and offshore (20 km) along the whole water column. A great amount of living and senescent cells were found. This development has been promoted by specific conditions and can be related to high nutrients concentrations.

The high cell densities reached by *G. fragilis* by inside and around the organic matter, its polysaccharidic hyperproduction and its cellular disgregation contribute greatly to the increase of the mucilage amount.

**Bibliografia**

KOFOID C.A. (1911) - Dinoflagellata of the San Diego Region. IV The genus *Gonyaulax*. *Univ. Calif. Publ. Zool*., **8**: 183-300.

HONSELL G., CABRINI M., DARIN M. (1992) – *Gonyaulax fragilis* (Shütt) Kofoid: a dinoflagellate from gelatinous aggregates of the northern Adriatic sea. *Giorn. Bot. Ital.*, **126** (6): 749-751.

MACKENZIE L., SIMS I., BEUZENBERG V., GILLESPIE P. (2002) - Mass accumulation of mucilage caused by dinoflagellate polysaccharide exudates in Tasman bay, New Zealand. *Harmful Algae,* **1**: 69-83.

POMPEI M., MAZZIOTTI C., GUERRINI F., CANGINI M., PIGOZZI S., BENZI M., PALAMIDESI S., BONI L., PISTOCCHI R. (2003) - Correlation between *Gonyaulax fragilis* (Dinophyceae) presence and the mucilage phenomena of the Emilia-Romagna coast (Northern Adriatic Sea). *Harmful algae*, **2**: 301-316.

REGIONE EMILIA-ROMAGNA - Eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna, Rapporti annuali 1990-2002. A cura di: Arpa Struttura Oceanografica Daphne. Pubbl. Assessorato Agricoltura, Ambiente e Sviluppo Sostenibile, Bologna.

RINALDI A., VOLLENWEIDER R.A., MONTANARI G., FERRARI C.R., GHETTI A. (1995) - Mucilages in Italian seas: the Adriatic and Tyrrenian Seas, 1988-1991. *Science of the Total Environment,* **165**: 165-183.

SCHUTT F. (1895) - Die Peridineen der plankton-Expedition. *Lipsius & Tischer*: 1-144.

UTHERMÖHL H. (1958) - Zur vervolkommung der qualitativen phytoplankton metodik. *Mitt. Int. Verein. Limnol*., **9**: 1-38.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 138-154

L. Orsi Relini, G. Palandri, F. Garibaldi, L. Lanteri

Laboratori di Biologia Marina ed Ecologia Animale, Dip.Te.Ris, Università di Genova,
Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.

# NOTE SU ALCUNI PARAMETRI DI POPOLAZIONE DELLA BALENOTTERA COMUNE, *BALAENOPTERA PHYSALUS* (LINNEO, 1758)

# *NOTES ABOUT SOME POPULATION PARAMETERS OF THE FIN WHALE,* BALAENOPTERA PHYSALUS *(LINNEO,1758)*

***Abstract***

*Following previous studies concerning very young fin whales stranded in the Mediterranean the present notes analyse adult sizes. Length/frequency distributions of fin whales of the Central Mediterranean were obtained on the basis of recent and old (before 1920) stranding data. Modal adult sizes of male and female are 17 and 18 m in modern data and 18 and 20 m in old records; the latter correspond to adult sizes ascertained in samples obtained by whaling in North Spain. During the twenties other whaling activities in the Strait of Gibraltar almost destroyed an important calving area: possible relations with Mediterranean fin whales are discussed.*

***Key-words:*** Balaenoptera physalus*, size distribution, sex ratio, Mediterranean Sea, Atlantic.*

## Introduzione

Oggi la balenottera comune rappresenta per il Mediterraneo non soltanto un bene naturalistico, ma in un certo senso l'animale simbolo degli sforzi di conservazione, essendo la specie più rappresentativa del Santuario pelagico del Mar Ligure, la più vasta area protetta di questo mare. Nonostante un grande numero di ricerche passate e in corso, la specie rimane poco compresa anche in aspetti fondamentali del ciclo vitale come la riproduzione, la longevità e l'ampiezza delle migrazioni; per esempio non è chiaro se gli individui nati in Mediterraneo si spostino o no per determinati periodi nell'oceano adiacente.

La letteratura del Mediterraneo è ricca di dati antichi e recenti sullo spiaggiamento di balenottere che rappresentano un'importante fonte di misure su cui si può tentare uno studio dei parametri biologici. Su questa linea di lavoro, i dati relativi alle balenottere più giovani, da circa 5 metri a 12, la taglia dello svezzamento, hanno permesso di mappare l'area delle nascite e di seguire i movimenti delle madri che allattano (mediante i reperti dei lattanti) dal settore settentrionale del Mediterraneo Occidentale (Mar Ligure e alto Tirreno) a quello meridionale (Orsi Relini, 2000). In questa nota estendiamo lo studio alle taglie adulte.

Questo materiale ci consente anche di tentare un confronto tra la situazione attuale e un passato relativamente recente, cioè risalente a circa un secolo addietro, quando esistevano popolazioni di balenottere ancora non toccate dallo sfruttamento sistematico avviato con la messa a punto del cannoncino spara arpione (1864-1868, Cousteau e Paccalet, 1987). Nel Mediterraneo, o almeno nella sua parte centrale, una caccia baleniera non è mai esistita e se alla fine del XIX secolo qualche uccisione poteva avvenire, questa aveva carattere occasionale (Cornalia, 1870; Lessona, 1889; Parona, 1896, 1897). Al contrario un esasperato sfruttamento fu condotto in prossimità dello Stretto di Gibilterra negli anni 20 del 1900 (Sampera e Aguilar, 1992).

Questo lavoro quindi presenta le distribuzioni di taglia ottenute sulla base delle

raccolte di dati dei paesi che hanno organizzato lo studio degli spiaggiamenti con reti nazionali (Francia, Italia) e le confronta con dati ottenuti in passato sulle medesime coste; introduce poi distribuzioni di taglia e età, derivate da attività baleniere condotte sia in aree oceaniche remote sia in acque iberiche, atlantiche e mediterranee: in quest'ultimo caso sono disponibili sia dati recenti, degli anni '80 sia dati di oltre 50 anni prima, questi ultimi di grande interesse perché rilevati appena era stata avviata la grande strage di balenottere che vivevano in acque iberiche.

## Materiali e metodi

I dati sulle balenottere di recente spiaggiate derivano, per le coste italiane, da Cagnolaro *et al.* (1986) e dai rapporti annuali del Centro Studi Cetacei che riguardano gli anni dal 1986 al 2000 (Centro Studi Cetacei, 1987 e seg.) e per le coste francesi del Mediterraneo dai rapporti nazionali di Duguy, dal 1971 al 1991 (Duguy e Budker, 1972; Duguy, 1973 e seg.), da Van Canneyt *et al.* (1998) e da quelli del GECEM dal 1992 al 1998 (Oliver, 1994 e seg., Dhermain, 2000). Sono state prese in considerazione le misure realmente effettuate, non quelle semplicemente stimate da osservatori tutte le volte che il testo consentiva questa distinzione; sono quindi esclusi gli avvistamenti accompagnati da una valutazione delle dimensioni del cetaceo in mare.

Nella preparazione di istogrammi lunghezza/frequenza le misure recanti indicazioni di incertezza (circa, pressapoco ecc.) sono state tenute separate dalle altre e le misure con decimali sono state arrotondate al metro inferiore.

Le misure sulle balene spiaggiate prima degli anni 20, sono state tratte da Parona (1897, 1908) e Paulus (1966). Le misure e le letture di età derivate dall'attività baleniera sono tratte da Mizrock e Breiwick (1984) e da Aguilar e Lockyer (1987). Gli istogrammi età/frequenza derivati da questi dati sono stati raggruppati per gruppi di età di 5 anni (da 1 a 5 = 5; da 6 a 10 = 10 e così via).

## Risultati

*a) Distribuzioni lunghezza/frequenza delle balenottere mediterranee derivate da spiaggiamenti recenti.*

Le taglie delle balenottere registrate negli ultimi 30 anni sono illustrate in Fig. 1. Gli istogrammi delle misure non incerte, per un totale di 61 individui sono illustrati sul lato sinistro della Fig. 1; gli istogrammi ottenuti con tutte le misure per un totale di 108 individui sul lato destro.

Queste distribuzioni includono tre gruppi di balenottere: neonati e giovani dell'anno (anno 0); giovani e adulti che possono essere in prima approssimazione estratte dalle polimodali isolando le gaussiane con il metodo di Petersen (1892).

Considerando le misure precise, che sono ovviamente quelle adatte a illustrare la struttura in taglie (e in età) della popolazione, si possono notare, nell'istogramma totale di 61 individui (Fig. 1 a sinistra in basso), 4 mode corrispondenti a 5-12-14-18 metri: le prime tre corrispondono alle età zero (cioè alla nascita), a uno e due anni, mentre l'ultima moda corrisponde all'insieme degli adulti. Mentre l'interpretazione della prima e dell'ultima moda sono ovvie, il significato delle due mode centrali è derivato dallo studio degli spiaggiamenti dei giovani in sequenza temporale (Orsi Relini *et al*., 2003). Le categorie di età sopracitate, neonati, giovani e adulti, sono rappresentate grosso modo da 18+32+11 individui a sinistra. Se si considera

la somma delle misure disponibili, incluse quelle approssimate (Fig. 1 a destra in basso), si notano due nuove mode a 15 e 20 metri, che sono evidentemente frutto di arrotondamenti. E' anche verosimile che l'ultimo individuo di 22 metri, isolato dagli altri derivi da una stima non solo approssimata, ma anche forse esagerata. Tornando alle misure precise, è interessante notare che gli spiaggiamenti francesi includono più adulti che giovani, viceversa quelli italiani. Complessivamente gli adulti rappresentano una minoranza, circa un quarto degli individui spiaggiati.

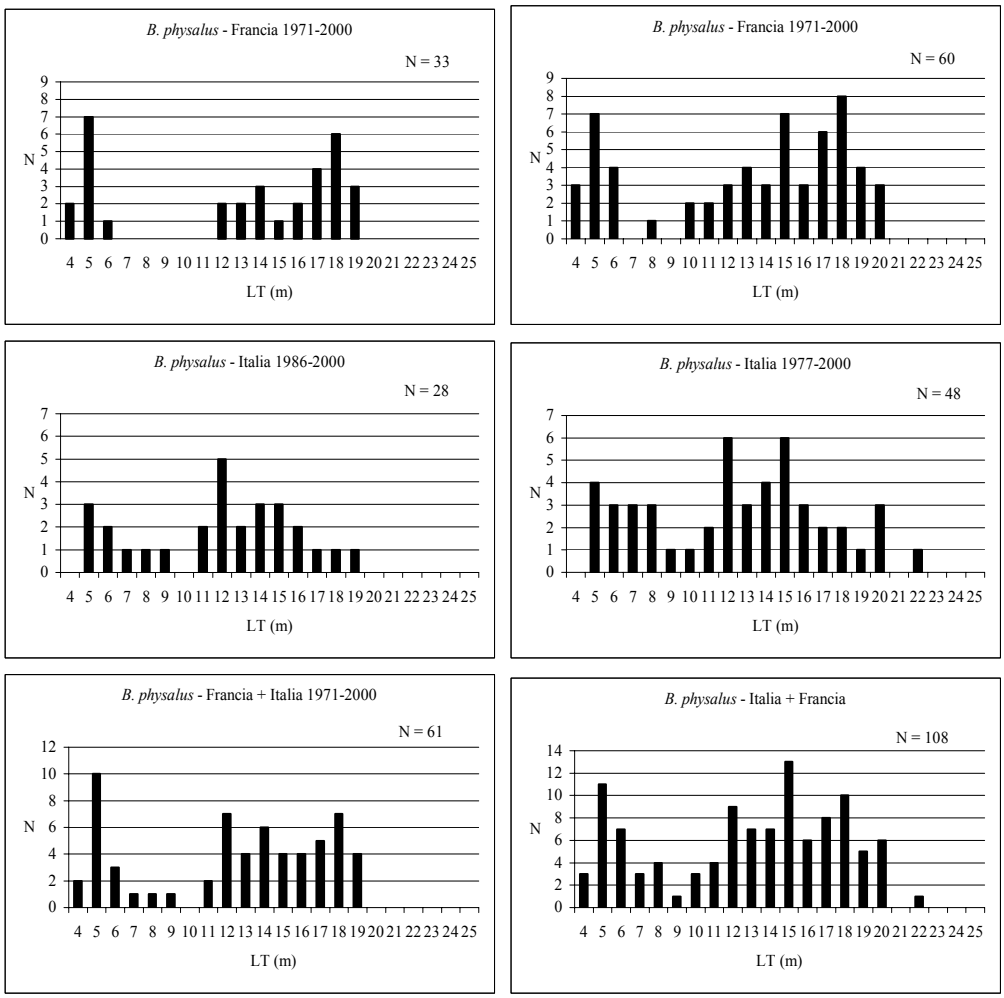



Fig. 1 - Distribuzioni lunghezza/frequenza di balenottere spiaggiate in Francia e in Italia negli ultimi 30 anni. A sinistra misure precise, a destra tutte le misure disponibili.

*Length/frequency distributions of whales recorded in France and Italy in the last 30 years. Left side precise measures; right side all available measures, including those approximate.*

Infine si dispone dell'identificazione del sesso di 51 individui (Fig. 2). Nella categoria neonati e giovani dell'anno ci sono 7 femmine e 9 maschi. Un rapporto sessi alla nascita, leggermente in favore dei maschi, è noto dalla letteratura sia nei misticeti (Aguilar e Lockyer, 1987), sia negli odontoceti.

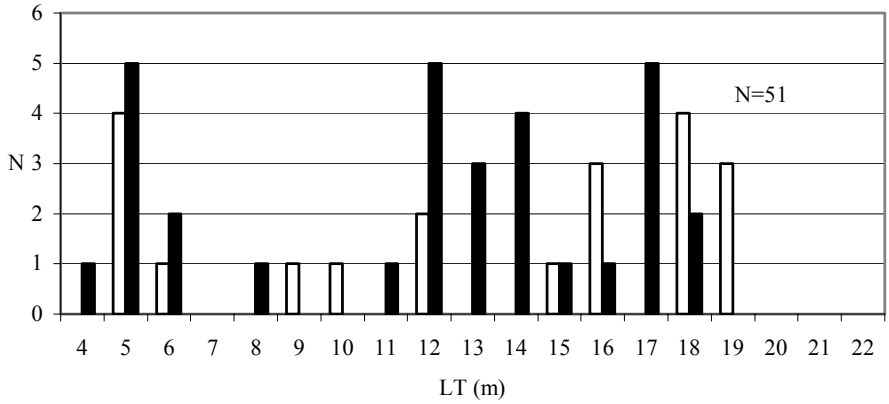



Fig. 2 - Distribuzione lunghezza/frequenza per sesso di balenottere, ricavata dai rapporti nazionali francesi e italiani (maschi in nero).

*Length/frequency distribution of sexed fin whales derived from french and italian national reports (black columns = males).*

Nella categoria dei giovanili ci sono 5 femmine e 15 maschi: questo rapporto sessi, molto più spostato in favore dei maschi è difficile da spiegare e fa supporre caratteristiche di comportamento che metterebbero il maschio più a rischio.

Infine nelle taglie adulte i due sessi sono in parità. Si constata che la classe di misura più grande, cioè 19 m, è riservata alle femmine, in linea con il ben noto dimorfismo sessuale (relativo alle dimensioni corporee, detto anche dimetrismo) delle balenottere.

*b) Le balenottere spiaggiate in Italia e in Francia nell'ottocento e nel primo novecento.*

Corrado Parona, iniziò la sua quarantennale direzione del "Museo Zoologico" dell'Università di Genova nel 1882, quando lo scheletro di una grande balenottera, una femmina gravida, spiaggiata a Monterosso (Vinciguerra, 1878), era stato da poco montato dal suo predecessore, Francesco Gasco. Nel 1896 osservò personalmente 4 individui spiaggiati in poco tempo, a seguito di esercitazioni di tiro di navi militari. Rendendosi conto dell'importanza dello studio degli animali spiaggiati compilò la prima rassegna storica (Parona, 1897) e avviò la raccolta di dati sui grandi cetacei spiaggiati per gli anni successivi (Parona, 1908).

In Francia una rassegna storica uscì negli anni 60 (Paulus, 1966): questa ingloba i dati di Parona, introducendo anche ripetizioni ed errori: dopo aver emendato quelli individuati dal confronto con le fonti italiane, abbiamo ottenuto una lista di esemplari

spiaggiati prima del 1920 (Tab. 1) e una distribuzione 1/f (Fig. 3). In questa si notano le mode dei neonati (5 m), dei giovani (15 m) e degli adulti (18 e 20 m); due di queste a 15 e 20 metri corrispondono verosimilmente, come si è visto nella Fig. 1, a misure approssimate.

Tab. 1 - Balenottere spiaggiate prima del 1920 sulle coste italiane e francesi.
*Fin whales stranded before 1920 along italian and french mediterranean coasts.*

| Numero | Taglia | Data | Luogo | | Numero | Taglia | Data | Luogo |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 5.30 | 1884 | Saint Tropez | | 24 | 18.00 | 1898 | Porto Torres |
| 2 | 5.40 | 1916 | Porto Vecchio | | 25 | 18.30 | 1908 | Marina di Massa |
| 3 | 5.50 | 1909 | Var | | 26 | 18.50 | 1877 | Ile de Piana (Corse) |
| 4 | 9.00 | 1871 | Antignano | | 27 | 18.80 | 1866 | Civitavecchia |
| 5 | 10.50 | 1900 | Carloforte | | 28 | 19.30 | 1903 | Savona |
| 6 | 11.50 | 1907 | S. Vincenzo | | 29 | 19.40 | 1870 | Palavas |
| 7 | 12.20 | 1904 | Sete | | 30 | 19.80 | 1862 | Herault |
| 8 | 12.90 | 1854 | Marin (Vigo) | | 31 | 20.00 | 1798 | Cannes |
| 9 | 13.00 | 1870 | Saint Esteve | | 32 | 20.00 | 1863 | Port-Vendres |
| 10 | 13.86 | 1862 | Pago | | 33 | 20.00 | 1865 | Alghero [1] |
| 11 | 14.00 | 1896 | Framura | | 34 | 20.00 | 1894 | Gallipoli |
| 12 | 14.00 | 1902 | Levanto | | 35 | 20.00 | 1896 | Cap Cerbere |
| 13 | 15.00 | 1871 | Ciotat | | 36 | 20.00 | 1896 | Pietra Ligure [2] |
| 14 | 15.00 | 1898 | Porto Ferraio | | 37 | 20.00 | 1896 | Gruissant |
| 15 | 15.30 | 1830 | Corse | | 38 | 20.00 | 1908 | Sturla |
| 16 | 15.30 | 1897 | La Maddalena | | 39 | 21.00 | 1832 | Escala |
| 17 | 15.50 | 1829 | Rosas | | 40 | 21.00 | 1857 | Porto Ferraio |
| 18 | 15.75 | 1827 | Otranto | | 41 | 21.00 | 1896 | Genova |
| 19 | 16.51 | 1860 | Mondello | | 42 | 21.50 | 1863 | Sestri Levante |
| 20 | 16.70 | 1903 | Cabras (Oristano) | | 43 | 22.00 | 1901 | Livorno |
| 21 | 17.00 | 1889 | Piombino | | 44 | 22.00 | 1878 | Monterosso [3] |
| 22 | 17.00 | 1889 | Piombino | | 45 | 24.00 | 1845 | Bordighera [4] |
| 23 | 18.00 | 1896 | Savona | | 46 | 25.60 | 1828 | S.Cyprien |

[1-4] Scheletro collocato: [1]nel Museo di Storia Naturale di Milano, [2]nel Museo Oceanografico di Monaco, [3]Nel Museo di Storia Naturale di Genova, [4]nel Museo Regionale di Storia Naturale di Torino.

Inoltre le balenottere del passato appaiono più grosse di quelle attuali; infatti dopo la moda di 20 m, si notano 8 individui di misura superiore. E' chiaro che queste differenze potrebbero essere imputate a motivi accidentali (imprecisione nelle misure, misure non condotte in linea retta, misure condotte fino alle punte dei lobi caudali anziché al seno interlobare, tendenza ad arrotondare la misura sul valore superiore, misure condotte su individui putrescenti in cui i tessuti sono rilassati, ecc.), ma rimane il fatto che alcuni di questi individui spiaggiati nell'800 sono presenti come preparati scheletrici nei musei di città italiane e francesi (Tab. 1).

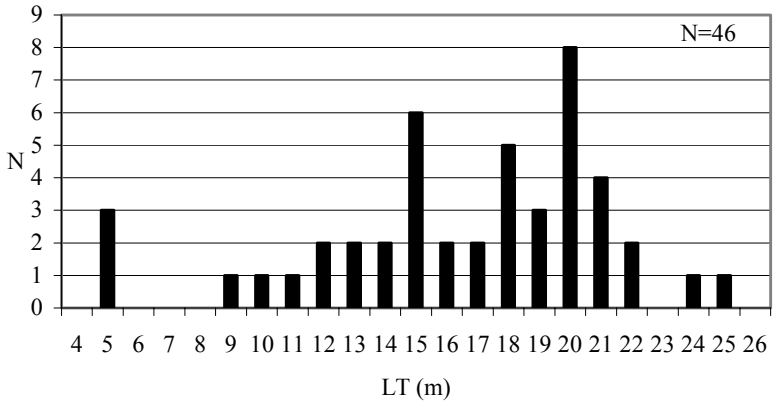



Fig. 3 - Distribuzione lunghezza/frequenza delle balenottere comuni spiaggiate prima del 1920.
*Length/frequency distribution of fin whales stranded before 1920.*

La balenottera n. 33 (Tab. 1), oggi del Museo di Milano, era sicuramente di almeno 19,5 m perché lo scheletro, mancante di 4 rudimentali vertebre caudali, misura 19,3 metri; l'esemplare era fisicamente immaturo, nel senso che non aveva completato i processi di ossificazione (Cagnolaro, 1977); poteva crescere ancora?

La balenottera n. 44, la femmina gravida di Monterosso trasferita dal Museo universitario al Museo Civico di Storia Naturale di Genova, era almeno 20 metri, forse quanto di più (il cranio è più lungo di quello della balenottera di Milano; lo scheletro misura 18,45 m (Parona, 1897) senza dischi intervertebrali e m 19,5 nell'attuale allestimento con i dischi). L'esemplare di sesso maschile n. 36, oggi al Museo Oceanografico di Monaco, il cui scheletro è oltre 18 m montato senza dischi intervertebrali (Parona, 1897; Rode, 1939), come risulta da una figura di Richard (1936), doveva essere lungo almeno 19 metri. La balenottera di Bordighera (n. 45 in Tab. 1) fornisce un esempio molto interessante. Parona riporta la misura di 24 metri da Lessona (1889) che riferì a sua volta l'affermazione di G. Gené di aver osservato più volte l'animale in mare e del suo desiderio di averlo in un museo. Quando, secondo Gené, il desiderio divenne realtà, nel senso che un enorme cetaceo (non è detto che fosse lo stesso) spiaggiò sulla Riviera ligure e lo scheletro fu trasportato nel Museo Universitario di Torino, un disegno che accompagnava il preparato mostrava una lunghezza totale di 21,5 metri, come somma di tre segmenti (muso 3,75 m, testa-corpo 15,25 m e coda 2,50 m); la coda risultava misurata all'estensione massima dei lobi caudali (in larghezza era di 4,5 m). Ci fu quindi un'esagerazione iniziale, ci fu un modo di misurare l'animale diverso dal presente; ma oggi la misura sarebbe sicuramente di oltre una ventina di metri.

Come si è notato al paragrafo precedente, nei dati recenti mancano sia le femmine di 20 m, sia i maschi di 19.

La mancanza di studi sull'età delle balenottere del Mediterraneo, non consente alcuna considerazione sulla durata della vita. Tuttavia la questione della longevità dei grandi cetacei è di fondamentale importanza per capirne la biologia. Introdurremo perciò dati di taglia/età ricavate in zone dove le balenottere sono state cacciate e sono stati raccolti campioni utili allo studio dell'età.

*c) Durata della vita e strutture di taglia ed età in popolazioni sfruttate.*

Lo studio dell'età di questa specie è stato tentato con diverse tecniche, di cui quella ritenuta più attendibile consiste nella lettura delle tracce di crescita del tappo auricolare. Un lotto di letture di età derivate dalla caccia baleniera esercitata dalla flotta giapponese in acque antartiche nel periodo 1966-1976, cioè in una fase già avanzata dello sfruttamento dei grandi cetacei dell'oceano Australe, è stato fornito dal Far Seas Fishery Research Laboratory al NOAA, NMFS, (Mizroch e Breiwick, 1984).

Si tratta di 3033 maschi e 3735 femmine; le figure 4 e 5 illustrano le distribuzioni l/f ed età/f di questo insieme. L'età più elevata riscontrata nei maschi è 101 anni (1 individuo), nelle femmine 111 anni (1 individuo); l'esemplare più grosso era una femmina di 24 m (85 anni), un caso unico, mentre una cinquantina di femmine arrivavano a 23 m.

Si può notare che la taglia modale delle femmine è 22 m e dei maschi 20 m, ma in termini di età il grosso della cattura è formato da individui giovani (età fino a 5, fino a 10 anni e fino a 15, in cui i maschi prevalgono). Tra 20 e 40 anni sono state catturate più femmine, mentre i maschi sono di nuovo più numerosi nelle età avanzate, circa da 45 a 90 anni.

Questo studio giapponese è molto importante, perché presenta aspetti della longevità della balenottera comune che possono essere rilevati solo su grandi campioni. Nel Nord Atlantico, età di 70 e 80 anni, particolarmente nei maschi, sono risultate applicando la stessa tecnica di lettura dell'età a un gruppo di 665 animali (Lockyer *et al.*, 1977; Aguilar e Lockyer, 1987). Non è chiaro se sussistano anche caratteristiche biologiche peculiari delle balenottere dei due emisferi. Secondo alcuni, in base alle taglie, potrebbe essere considerata l'ipotesi dell'esistenza di una sottospecie distinta nelle acque australi.

*d) Distribuzioni lunghezza/frequenza ed età/frequenza del Nord Atlantico orientale.*

Dall'attività baleniera effettuata nel Nord della Spagna nel periodo 1979-1984, Aguilar e Lockyer (1987) hanno studiato un campione di 665 balenottere: l'età era compresa tra 1 e 84 anni e le taglie tra 12,1 e 22 m. Gli istogrammi l/f ed età/f sono illustrati nelle figure 6 e 7. Le femmine arrivano a 21 m, i maschi a 19 m. Come nel caso precedente, il grosso della cattura (più del 60%) è formato da giovani fino a 10 anni di età, ma le età della vita adulta sono meno rappresentate che nel campione antartico, fatto che potrebbe indicare sia uno sfruttamento più spinto, sia diverse composizioni delle popolazioni in rapporto a gradienti latitudinali. I maschi prevalgono nelle catture da 10 a 25 e da 70 a 85 anni. Si può notare l'assenza di due classi di età, corrispondenti agli individui da 54 a 65 anni.

Dato che il campionamento copriva il quinquennio 1979-84, se il naturale flusso delle età nella popolazione che verosimilmente è rappresentato nelle catture è stato interrotto da un deficit di nascite, questo si è verificato negli anni 20.

*e) Le taglie delle balenottere cacciate in prossimità dello stretto di Gibilterra.*

Nel 1910 una spedizione norvegese che cercava le aree di svernamento delle balene franche notò una grande abbondanza di balenottere in prossimità dello Stretto di Gibilterra e pensò di avviarne lo sfruttamento. Nacque così una compagnia baleniera a partecipazione norvegese spagnola e inglese che impiantò una stazione a Getares, nel lato Mediterraneo dello Stretto (Sampera e Aguilar, 1992). La stazione

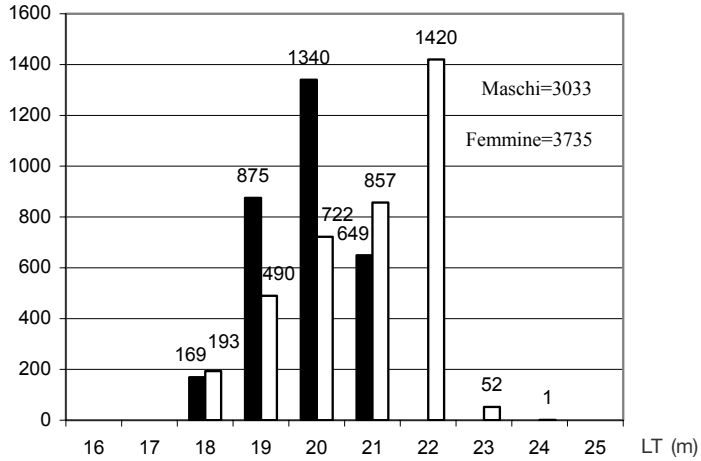



Fig. 4 - Distribuzione lunghezza/frequenza delle balenottere comuni (maschi in nero) catturate nelle acque Antartiche nel periodo 1966-1976. Dati giapponesi riportati da Mizroch e Breiwick (1984).

*Length/frequency distribution of fin whales(black columns=males) caught in Antarctic waters in the period 1966-1976. Japanese data reported by Mizroch e Breiwick (1984).*

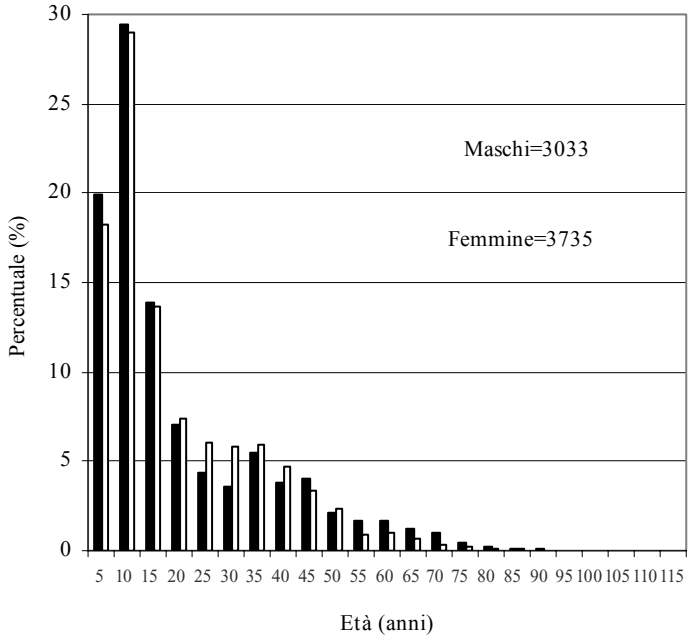



Fig. 5 - Distribuzione età/frequenza delle balenottere comuni catturate nelle acque Antartiche nel periodo 1966-1976. Dati giapponesi riportati da Mizroch e Breiwick (1984).

*Age/frequency distribution of fin whales caught in Antarctic waters in the period 1966-1976. Japanese data reported by Mizroch e Breiwick (1984).*

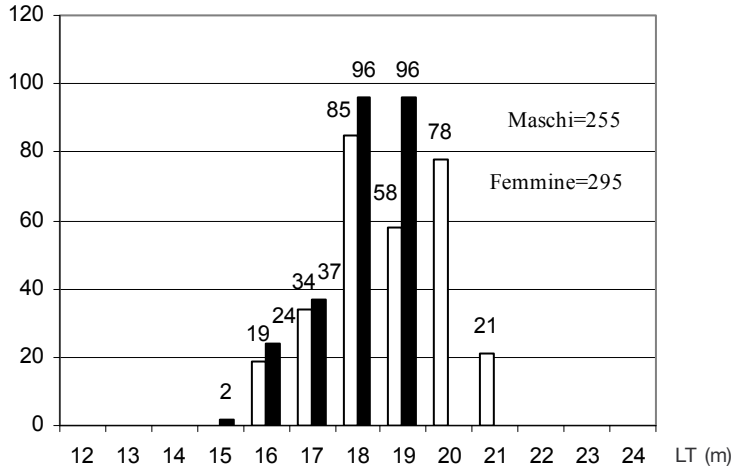



Fig. 6 - Distribuzione lunghezza/frequenza delle balenottere comuni catturate nelle acque del Nord-est Atlantico nel periodo 1979-1984. Dati di Aguilar e Lockyer 1987, lunghezze ricostruite dalle età sulla base delle curve di crescita fornite dagli autori.

*Length/frequency distribution of fin whales caught in North-east Atlantic waters in the period 1979-1984. Age data by Aguilar and Lockyer 1987, converted in lengths on the basis of author's growth curves.*

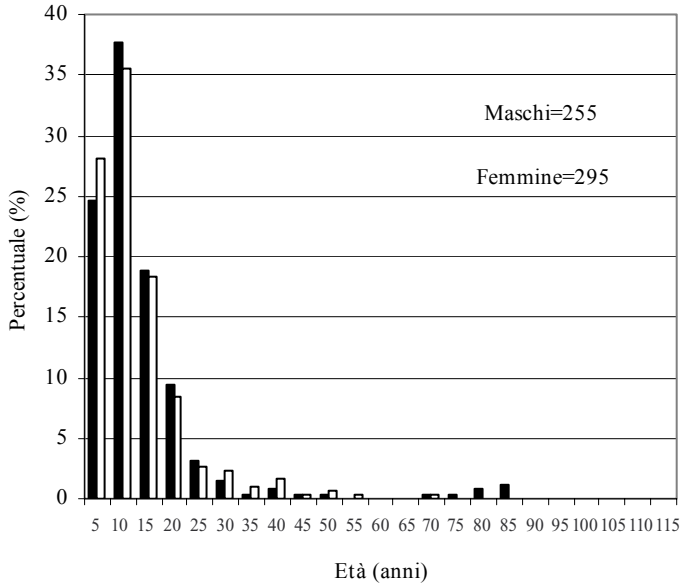



Fig. 7 - Distribuzione età/frequenza delle balenottere comuni catturate nelle acque del Nord-est Atlantico nel periodo 1979-1984. Dati di Aguilar e Lockyer 1987.

*Age/frequency distribution of fin whales caught in North-east Atlantic waters in the period 1979-1984. Data by Aguilar and Lockyer 1987.*

cominciò l'attività nel 1921 e risultò incredibilmente produttiva: infatti in soli sei anni lavorò 4149 balenottere, con un picco di 1109 nel 1924. Appena si diffusero le notizie del successo, altre stazioni e unità mobili si aggiunsero sulle coste atlantiche spagnole e portoghesi. La stazione di Getares apparentemente intercettava le balenottere che muovevano dall'Atlantico al Mediterraneo (Sampera e Aguilar, 1992) come in un imbuto. Un così intenso sfruttamento portò all'esaurimento dei cetacei in pochi anni: infatti nel 1927 la stazione fu chiusa.

I dati biologici sulle balene uccise sono molto pochi, ma di estremo interesse perchè raccolti da un naturalista, inviato dal Museo di Storia Naturale di Madrid, A. Cabrera, che come autore di volumi sui Mammiferi della fauna iberica, aveva ben chiari i problemi delle misure e dei dettagli morfologici che sono utili a descrivere le balenottere. Nel maggio 1924 Cabrera condusse due settimane di osservazioni sull'attività baleniera descrivendola puntualmente e annotando che le unità da caccia della stazione navigavano incessantemente nello Stretto. In particolare assistette alla cattura di 17 individui, 12 maschi e 4 femmine una delle quali gravida; ne misurò 16 (l'ultimo era ancora in acqua al momento della sua partenza dalla stazione) e ottenne la taglia media di 20,6 metri. Le misure furono effettuate "tomando la longitud total desde el extremo del hocico hasta el borde posterior de la aleta caudal, en un punto a unos 8 o 10 centimetros a un lado u otro de su escotadura media (perché i balenieri usavano recidere i lobi caudali)". La femmina più grande risultò lunga 22,9 m, il maschio più grande 21,1 m; la femmina gravida 22 m e il feto 1,45 m (Cabrera, 1925). Descrivendo il maschio più grande Cabrera precisa che la lunghezza totale è "en linea recta".

I lavori di Sampera e Aguilar (1992) e di Cabrera (1925) lasciano intravvedere popolamenti di cetacei che non hanno alcun riscontro nel presente. Se due unità da caccia catturavano 1000 balene in un anno nello Stretto quante ne potevano avvistare? Una recente ricerca svolta da aprile ad ottobre proprio con l'intento di censire i Cetacei nelle acque dello Stretto di Gibilterra, ha registrato 498 avvistamenti riguardanti 7 specie: *B. physalus* figurava con 7 individui (Fernandez-Casado *et al.*, 2000) cioè mediamente con 1 individuo al mese.

Inoltre nel passato la popolazione dello Stretto includeva individui molto grossi (le misure ottenute da Cabrera sono simili a quelle delle balenottere antartiche), una sorta di gruppo scelto rispetto alla popolazione atlantica, come la conosciamo dall'attività baleniera condotta cinquant'anni dopo nella Spagna settentrionale. In questo gruppo, da notizie raccolte nella stazione di Getares, erano frequenti le femmine gravide (Cabrera, 1925) e le femmine accompagnate da neonati; per uccidere queste ultime i balenieri avevano inventato il criterio autoassolutorio che un neonato con pinna dorsale eretta è in grado di alimentarsi da solo (Cabrera, 1925).

Ci sono motivi di ritenere, come notò Jonsgard (1966) che lo stretto e i suoi dintorni rappresentassero un'importante area riproduttiva. Lo stesso autore, riferendo delle esagerate catture della stazione di Getares, segnalò un contraccolpo nell'attività baleniera condotta a Nord della Scozia, con riduzione delle catture che andava in parallelo con quelle dello Stretto; nello stesso tempo fece notare che le catture norvegesi rimanevano floride, a supporto dell'idea di stocks distinti (i norvegesi hanno sempre voluto distinguere le balene catturate lungo la costa occidentale da quelle della costa settentrionale). Naturalmente anche i due "stocks" norvegesi manifestarono segni di declino pochi anni dopo.

Nel 1977 Sergeant scriveva che a fronte di una popolazione Nord atlantica primeva consistente di un numero di individui compreso tra 30000 e 50000, tutti gli stocks europei erano impoveriti e quelli dei mari settentrionali europei quasi o del tutto eliminati.

La cattura di oltre 6500 individui nelle acque iberiche dal 1921 al 1927 (Jonsgard, 1966) "almost a total population estimate" (Sergeant, 1977) è un fatto straordinario e ancora più sorprendente appare che 4500 di questi fossero reperiti nelle acque dello Stretto, a meno che non si riconosca a questa area un particolare valore biologico, come quello appunto di essere parte di un'area riproduttiva, cioè di un'area dove le balenottere si concentravano per partorire. Del resto, nel primo secolo dopo Cristo, Plinio scriveva "Le balene penetrano sino nei nostri mari. Nei mari di Cadice esse non si mostrano, si dice, prima dell'inverno; esse si rifugiano ad epoca fissa in un golfo ameno e spazioso, ove si dispongono a partorire". Questa notazione è di contorno a una vivace descrizione delle abitudini delle orche, una specie inconfondibile già tempi dei romani a differenza di balene e balenottere, per le quali ci sono dubbi di corretta identificazione (Cagnolaro, 1982). Rimane il fatto che i Romani sapevano che in quella zona nascevano grandi Misticeti e che il termine «balene», alla luce delle osservazioni di Cabrera, indica verosimilmente la *Balaenoptera physalus*.

## Conclusioni

Abbiamo ricavato dalla ricca letteratura disponibile, alcuni fatti a nostro avviso interessanti, come elementi di riflessione sulla storia vitale delle balenottere comuni. Anzitutto la durata della vita: la specie è capace di una vita più che centenaria come risulta dalle ricerche sulle popolazioni dell'emisfero Sud. Nelle stesse acque sono state raccolte informazioni di rilievo sulle capacità di spostamento (Gambell, 1981). Balenottere marcate presso le coste cilene, con la migrazione trofica verso l'Antartide e ritorno, guadagnando qualche decina di gradi di longitudine, si ritrovano nel settore atlantico. Il tempo minimo "per cambiare oceano" verificato con marcatura e ricattura è di 15 mesi (con una decina di migrazioni una balenottera può dunque fare il giro del mondo?). Anche nei percorsi inversi, da Sud a Nord sono state osservate caratteristiche interessanti: un individuo marcato in Antartide è stato catturato presso una stazione baleniera di Durban dopo che aveva percorso 3216 miglia in 8 mesi.

Abbiamo poi considerato la composizione delle catture, in taglia e in età: nell'oceano Australe come nel Nord Atlantico il grosso delle catture era fatto di individui di buona taglia che tuttavia in termini di età erano molto giovani (fino a 10 anni), sicuramente immaturi dal punto di vista somatico e molto probabilmente anche dal punto di vista sessuale: infatti si calcola che la maturazione sessuale avvenga tra 8 e 12 anni (Notarbartolo e Demma, 1997). I grandi perciformi pelagici che si riproducono nel Mediterraneo, come il tonno rosso e il pesce spada non sono confinati in questo mare; possono trascorrere anni nell'oceano e tornare al Mediterraneo per la riproduzione. Le grandi balene intercettate dalla stazione di Getares presentano evidenti analogie con i tonni che tornano al Mediterraneo per riprodursi in forma di "giant spawners" di 10-30 anni e più. Da tempi millenari l'uomo ha intercettato la migrazione lungo lo stretto con tonnare di andata e di ritorno. Con le balenottere, una stazione aperta tutto l'anno (a differenza di quelle del Nord Europa) poteva appunto coprire, come sembra abbia fatto, con grandissima efficienza i percorsi di andata e ritorno.

Una volta raggiunto l'oceano, le giovani balenottere avrebbero molti anni per girovagare nelle aree trofiche del Nord Atlantico prima della necessità di una migrazione riproduttiva per il parto. Ciò spiegherebbe molti movimenti "locali" di balenottere, ampiamente descritti dai balenieri (Ingebritsen, 1929; Jonsgard, 1966), generalmente sempre per affermare l'esistenza di stocks distinti.

Negli anni del grande sfruttamento industriale dei cetacei del dopoguerra la suddivisione in numerosi stocks significava anche permettere a ciascun paese libertà di azione in una certa area marina di competenza. Infatti la Commissione Baleniera Internazionale ha ritenuto valida per l'Atlantico Settentrionale l'esistenza di almeno 7 unità: della Nova Scozia, del Labrador e Terranova, della Groenlandia Occidentale, della Groenlandia Orientale e Islanda, della Norvegia Settentrionale, della Norvegia Occidentale ed isole Faroe, delle Isole Britanniche, Spagna e Portogallo. Questa suddivisione trovò sostegno anche da ricerche biologiche di varia natura, incluse quelle genetiche (Haug, 1981; Danielsdottir *et al.*, 1991; Arnason *et al.*, 1992).

Per l'IWC le balenottere del Mediterraneo sono state considerate parte dello stock delle Isole Britanniche-Spagna-Portogallo, anche sulla base di analisi chimiche che evidenziavano alti valori di Iodio nell'olio ricavato da esemplari uccisi alle isole Ebridi, un aspetto che sarebbe correlato all'alimentazione nel Mediterraneo (Jonsgard, 1966).

Le più recenti indagini genetiche mostrano invece una certa differenza tra le balenottere del Mediterraneo e quelle del vicino Atlantico in termini di DNA mitocondriale, ma non di geni nucleari (Berubé *et al.*, 1998). Questo aspetto è allineato col fatto che le balenottere Mediterranee hanno una propria area in cui partoriscono, che è risultata coincidente col Santuario del Mar Ligure (Orsi Relini, 2000), mentre rimane incerta la localizzazione delle aree riproduttive delle balenottere dell'Atlantico Orientale. Le sopracitate ricerche sul DNA mitocondriale mostrano inoltre che le differenze tra campioni della Spagna Settentrionale e della Groenlandia Occidentale non sono significative, fatto che sembra sconfessare la suddivisione in stocks dell'IWC e anche le precedenti ricerche genetiche che separavano le popolazioni cacciate in Islanda, Spagna e Norvegia. Del resto non era difficile supporre che gli stocks dell'IWC dovessero essere interpretati come unità gestionali più che come unità biologiche (Donovan, 1991).

Le taglie adulte delle balenottere del Mediterraneo, almeno quelle dell'ottocento e primo novecento, sono simili a quelle rilevate nell'attività baleniera della Galizia (Aguilar e Lockyer, 1987). Inoltre le strutture di taglie ed età di queste ultime balenottere, sembrano suggerire una relazione tra cetacei di Gibilterra e del Nord della Spagna per il vuoto di età che si constata in corrispondenza degli anni del massacro.

Si può dunque ritenere che le balenottere della parte più occidentale del Mediterraneo e dell'Atlantico adiacente fossero un'unica popolazione e contemporaneamente ritenere separate da queste le balenottere del Mar Ligure?

Se nel Mediterraneo occidentale c'erano, fino a circa 75 anni fa due aree riproduttive, una nel golfo di Cadice e nel Mare di Alboran e una nel Mar Ligure, potevano i riproduttori rimanere separati? La distanza tra le due aree può essere percorsa in tempi brevi come dimostrano le marcature (Gambell, 1981) e verosimilmente la capacità di comunicazione sonora delle balenottere è tale da coprire grandi distanze.

Queste considerazioni sottolineano che esistono ancora molte incertezze nell'interpretazione della biologia della specie. Le notevoli contraddizioni che esistono tra dati genetici e dati derivati dalle attività baleniere dell'Atlantico orientale sono provvisoriamente rimosse da Notarbartolo *et al.* (2003) con l'ipotesi che le balenottere dello stretto costituissero un'unità di popolazione separata. Tuttavia l'ipotesi di una popolazione residente nello Stretto sembra insostenibile proprio per l'entità numerica del contingente catturato (si rammenta che al presente l'intera popolazione del Mediterraneo occidentale è stimata di circa 3500 individui, secondo Forcada *et al.*, 1996, una

stima che molti ritengono ottimistica), oltre che per il fatto che uno stretto non è un recesso riparato ma una via di comunicazione e di scambio che riguarda molte categorie del necton, di cui i pesci forniscono gli esempi più articolati (Orsi Relini, 2001).

Lo studio delle taglie passate e recenti sembra inoltre segnalare dei cambiamenti di cui è difficile dare un'interpretazione nel caso la popolazione sia isolata (secondo Berubè *et al.,* 1998, la distinzione genetica non sarebbe recente e, quindi, non si potrebbe mettere in relazione con la strage degli anni venti): perché le balenottere dell'ottocento erano più grandi di quelle spiaggiate di recente? E' semplicemente questione delle dimensioni dei campioni che potrebbero essere ancora inadatti a confronti, oppure questa variazione sta segnalando un recente cambiamento nella popolazione mediterranea? Ma perchè le taglie dovrebbero ridursi se non c'è mai stato sfruttamento? Ci sembra che questi interrogativi non possano essere ignorati nel quadro delle problematiche della conservazione.

**Summary**

Also if stranding data could not be the best basis for the study of demographic parameters, in the case of the fin whale of the Mediterranean, they are presently the sole source of measures from which at least some biological characteristics of the population can be derived. In Mediterranean stranded whales, the fraction of neonates-calves and juveniles is prevalent and it was used in previous papers to map the calving area and the movement of lactating females as well as to assess the postnatal growth; in the present paper adult sizes are studied.

Measurements derived from stranding events were divided in the following categories: 1) modern data, obtained by french and italian stranding networks on national basis during the last thirty years; 2) old data, concerning stranding on Mediterranean french and italian coasts before 1920 (N=46); 3) precise and approximate measurements (N=61 and 47); 4) sexed individuals (N=51). The limit of old data at 1920 was set taking into account that in the period 1921-1926 a whaling station positioned in the Strait of Gibraltar processed fin whales in large numbers (surpassing the total number presently assigned to the entire West Mediterranean population). Sizes of these whales as well as length/frequency and age/frequency distributions derived from whaling activities in the northern Iberian peninsula (Aguilar and Lockyer, 1987) were also reported to look for possible relations between Mediterranean and Atlantic whales.

Modal adult sizes of males and females in recent data are respectively 17 and 18 m total length; in old data modes at 18 and 20 m appear, albeit in unsexed individuals. The last whaling activity in Spain during the eighties concerned adults males and females of 18,5 and 20 m modal sizes; however more than 46% of the captures was formed by individuals of age 1-10 years. In age/frequency distributions of these captures, individuals about sixty year old are missing, a fact that can be related to the very heavy exploitation of fin whales occured in the Strait of Gibraltar; in fact the Strait and its surroundings represented a calving ground.

Recent genetic studies proposed a distinction of the Mediterranean population, in terms of mitochondrial DNA, in respect of a series of Atlantic areas including those closest to the Mediterranean, i.e. Spain waters. On the other side separation of breeding areas, mediterranean and atlantic, seems scarcely possible if, in a recent past, the Strait and its surrounding were a calving ground of Atlantic and/or Mediterranean fin whales. This aspect remains unexplained, as well as the smaller sizes indicated by modern data.

**Ringraziamenti**

Si ringraziano il dott. L. Cagnolaro, già direttore del Museo Civico di Storia Naturale di Milano, il dott. R. Poggi, direttore del Museo Civico di Storia Naturale di Genova, il dott. S. Bovero del Museo Regionale di Storia Naturale di Torino, per le informazioni sulle balenottere conservate nei rispettivi istituti. Un particolare ringraziamento al prof. Pietro Passerin d'Entreves dell'Università di Torino che ha messo a disposizione un antico disegno (oggi custodito presso il Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo) che accompagnava la balenottera di Bordighera quando l'animale pervenne al Museo di Zoologia dell'Università. Siamo grati anche alle Signore Paola Volvera e Cristina Macciò, bibliotecarie del Museo di Genova, per aver fornito preziosa bibliografia antica.

**Bibliografia**

AGUILAR A., LOCKYER C.H. (1987) - Growth, physical maturity, and mortality of fin whales (*Balaenoptera physalus*) inhabiting the temperate waters of the northeast Atlantic. *Can. J. Zool.*, **65**: 253-264.

ARNASON A., DANIELSDOTTIR A.K., SPILLIAERT R., SIGURDSSON J.H., PALSDOTTIR A., DUKE EJ. (1992) – A brief review of protein and DNA mark studies in relation to the stock identity of fin whales (*Balaenoptera physalus*) from Iceland and Spain. *Rep. Int. Whal. Comm.*, **42**: 701-705.

BÉRUBÉ M., AGUILAR A., DENDANTO D., LARSEN F., NOTARBARTOLO DI SCIARA G., SEARS R., SIGURJÓNSSON J., URBAN-R. J., PALSBØLL P.J. (1998) - Population genetic structure of North Atlantic, Mediterranean Sea and Sea of Cortez fin whales, *Balaenoptera physalus* (Linnaeus 1758): analysis of mitochondrial and nuclear loci. *Molecular Ecology*, **7**: 585-599.

BÉRUBÉ M., URBAN-R.J., DIZON A.E., BROWNELL R.L., PALSBØLL P.J. (2002) - Genetic identification of a small and highly isolated population of fin whale (*Balaenoptera physalus*) in the Sea of Cortez, México. *Conservation Genetics*, **3**: 183-190.

CABRERA A. (1925) – Los grandes cetàceos del estrecho de Gibraltar, su pesca y explotacìon. *Trabajos del Museo Nacional de Ciencias Naturales*, Serie Zoològica Nùm., **52**: 1-48, 12 tav.

CAGNOLARO L. (1977) – Lo scheletro di *Balaenoptera physalus* (L.) esposto al Museo Civico di Scienze Naturali di Milano. Studio osteometrico (Cetacea Balaenopteridae). *Natura*, Milano, **68**: 33-64.

CAGNOLARO L., 1982 – I mammiferi marini in Plinio. In: *Plinio e la Natura*, Atti del ciclo di conferenze sugli aspetti naturalistici dell'opera pliniana, Como 1982: 27-38.

CAGNOLARO L. (1996) – Profilo sistematico e tipologico delle raccolte di cetacei attuali dei Musei Italiani. *Museol. Sci*., 13, (Suppl. Atti 10° Congresso A.N.M.S. Bologna 1994): 193-212.

CAGNOLARO L., COZZI B., MAGNAGHI L., PODESTÀ M., POGGI R., TANGERINI P. (1986) - Su 18 cetacei spiaggiati sulle coste italiane dal 1981 al 1985. Rilevamento biometrico ed osservazioni necroscopiche. *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano*, **127** (1-2): 79-106.

CENTRO STUDI CETACEI (1987) - Cetacei spiaggiati lungo le coste italiane. I. Rendiconto 1986. *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano,* **128** (3-4): 305-313.

CENTRO STUDI CETACEI (1988) - Cetacei spiaggiati lungo le coste italiane. II. Rendiconto 1987. *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano,* **129** (4): 411-432.

CENTRO STUDI CETACEI (1990) - Cetacei spiaggiati lungo le coste italiane. III. Rendiconto 1988. *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano,* **130** (1989, 21): 269-287.

CENTRO STUDI CETACEI (1991) - Cetacei spiaggiati lungo le coste italiane. IV. Rendiconto 1989. *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano,* **131** (1990, 27): 413-432.

CENTRO STUDI CETACEI (1992) - Cetacei spiaggiati lungo le coste italiane. V. Rendiconto 1990. *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano,* **132** (1991, 25): 337-355.

CENTRO STUDI CETACEI (1994) - Cetacei spiaggiati lungo le coste italiane. VI. Rendiconto 1991. *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano,* **133** (1992, 19): 261-291.

CENTRO STUDI CETACEI (1995) - Cetacei spiaggiati lungo le coste italiane. VII. Rendiconto 1992. *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano,* **134** (1993, 2): 285-298.

CENTRO STUDI CETACEI (1996) - Cetacei spiaggiati lungo le coste italiane. VIII. Rendiconto 1993. *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano,* **135** (1994, 2): 437-450.

CENTRO STUDI CETACEI (1996) - Cetacei spiaggiati lungo le coste italiane. IX. Rendiconto 1994. *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano,* **135** (1994, 2): 451-462.

CENTRO STUDI CETACEI (1997) - Cetacei spiaggiati lungo le coste italiane. X. Rendiconto 1995. *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano,* **136** (1995, 2): 205-216.

CENTRO STUDI CETACEI (1997) - Cetacei spiaggiati lungo le coste italiane. XI. Rendiconto 1996. *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano,* **137** (1996, 1-2): 135-147.

CENTRO STUDI CETACEI (1998) - Cetacei spiaggiati lungo le coste italiane. XII. Rendiconto 1997. *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano,* **139** (1998, 2): 213-226.

CENTRO STUDI CETACEI (2000) - Cetacei spiaggiati lungo le coste italiane. XIII. Rendiconto 1998. *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano*, **141** (2000, 1): 129-143.

CENTRO STUDI CETACEI (2001) - Cetacei spiaggiati lungo le coste italiane. XIV. Rendiconto 1999. *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano,* **141** (2000, 2): 353-365.

CORNALIA A. (1870) – *Fauna d'Italia. Parte prima. Catalogo descrittivo dei Mammiferi osservati fino ad ora in Italia.* F. Vallardi, Milano: 98 pp. (8 tabb., 1 carta col. f.t.).

COUSTEAU J.Y., PACCALET Y. (1987) – *Il pianeta delle balene.* Fabbri Ed., Milano: 279 pp.

DANIELSDOTTIR A.K., DUKE E.J., JOYCE P., ARNASON A. (1991) – Preliminary studies on the genetic variation enzyme loci in fin whales (*Balaenoptera physalus*) and sei whales (*Balaenoptera borealis*) from the North Atlantic. *Rep. Int. Whal. Comm.* (Special Issue), **13**: 115-124.

DHERMAIN F. red., à paraître - Recensement des échouages de cétacés (Cetacea Brisson, 1762) sur le cotes françaises de Méditerrané. Année 2000. Montpellier, *GECEM, Commission "Echouages"*.

DONOVAN G.P. (1991) – A review of IWC Stock Boundaries. *Rep. Int. Whal. Commn.* (Special Issue 13): 39-68.

DUGUY R., BUDKER P. (1972) - Rapport annuel sur le Cétacés et les Pinnipèdes trouvé sur le cotes de France, I Année 1971. *Mammalia,* **36** (3): 517-520.

DUGUY R. (1973) - Rapport annuel sur le Cétacés et les Pinnipèdes trouvé sur le cotes de France, II Année 1972. *Mammalia,* **37** (4): 669-677.

DUGUY R. (1974) - Rapport annuel sur le Cétacés et les Pinnipèdes trouvé sur le cotes de France, III Année 1973. *Mammalia,* **38** (3): 545-555.

DUGUY R. (1975) - Rapport annuel sur le Cétacés et les Pinnipèdes trouvé sur le cotes de France, IV Année 1974. *Mammalia,* **39** (4): 689-701.

DUGUY R. (1976) - Rapport annuel sur le Cétacés et les Pinnipèdes trouvé sur le cotes de France, V Année 1975. *Mammalia,* **40** (4): 671-681.

DUGUY R. (1977) - Rapport annuel sur le Cétacés et les Pinnipèdes trouvé sur le cotes de France, VI Année 1976. *Ann. Soc. Sci. Nat. Char.-Mar.*, **6** (4): 308-317.

DUGUY R. (1978) - Rapport annuel sur le Cétacés et les Pinnipèdes trouvé sur le cotes de France, VII Année 1977. *Ann. Soc. Sci. Nat. Char.-Mar.,* **6** (5): 334-343.

DUGUY R. (1979) - Rapport annuel sur le Cétacés et les Pinnipèdes trouvé sur le cotes de France, VIII Année 1978. *Ann. Soc. Sci. Nat. Char.-Mar.,* **6** (6): 463-473.

DUGUY R. (1980) - Rapport annuel sur le Cétacés et les Pinnipèdes trouvé sur le cotes de France, IX Année 1979. *Ann. Soc. Sci. Nat. Char.-Mar.,* **6** (7): 616-632.

DUGUY R. (1981) - Rapport annuel sur le Cétacés et les Pinnipèdes trouvé sur le cotes de France, X Année 1980. *Ann. Soc. Sci. Nat. Char.-Mar.,* **6** (8): 803-818.

DUGUY R. (1982) - Rapport annuel sur le Cétacés et les Pinnipèdes trouvé sur le cotes de France, XI Année 1981. *Ann. Soc. Sci. Nat. Char.-Mar.,* **6** (9): 969-984.

DUGUY R. (1983) - Rapport annuel sur le Cétacés et les Pinnipèdes trouvé sur le cotes de France, XII Année 1982. *Ann. Soc. Sci. Nat. Char.-Mar.* **7** (1): 121-135.

DUGUY R. (1985) - Rapport annuel sur le Cétacés et les Pinnipèdes trouvé sur le cotes de France, XIV Année 1984. *Ann. Soc. Sci. Nat. Char.-Mar.,* **7** (3): 349-364.

DUGUY R. (1986) - Rapport annuel sur le Cétacés et les Pinnipèdes trouvé sur le cotes de France, XV Année 1985. *Ann. Soc. Sci. Nat. Char.-Mar.,* **7** (4): 507-522.

DUGUY R. (1987) - Rapport annuel sur le Cétacés et les Pinnipèdes trouvé sur le cotes de France, XVI Année 1986. *Ann. Soc. Sci. Nat. Char.-Mar.,* **7** (5): 617-639.

DUGUY R. (1988) - Rapport annuel sur le Cétacés et les Pinnipèdes trouvé sur le cotes de France, XVII Année 1987. *Ann. Soc. Sci. Nat. Char.-Mar.,* **7** (6): 753-767.

DUGUY R., AGUILAR A., CASINOS A., RAGA J.A., GRAU E. (1988) - Etude comparative des échouages de Cétacés sur le cotes mediterranéennes de France et D'Espagne. *Ann. Soc. Sci. Nat. Char.-Mar. – Misc. Zool.,* **12**: 339-345.

DUGUY R. (1989) - Rapport annuel sur le Cétacés et les Pinnipèdes trouvé sur le cotes de France, XVIII Année 1988. *Ann. Soc. Sci. Nat. Char.-Mar.,* **7** (7): 781-808.

DUGUY R. (1990) - Rapport annuel sur le Cétacés et les Pinnipèdes trouvé sur le cotes de France, XIX Année 1989. *Ann. Soc. Sci. Nat. Char.-Mar.,* **7** (8): 929-958.

DUGUY R. (1991) - Rapport annuel sur le Cétacés et les Pinnipèdes trouvé sur le cotes de France, XX Année 1990. *Ann. Soc. Sci. Nat. Char.-Mar.,* **7** (9): 1017-1049.

DUGUY R. (1992) - Rapport annuel sur le Cétacés et les Pinnipèdes trouvé sur le cotes de France, XXI Année 1991. *Ann. Soc. Sci. Nat. Char.-Mar.,* **8** (1): 9-33.

FERNANDEZ-CASADO M., DE STEPHANIS R., PEREZ GIMENO N. (2000) – Cetacean populations in the Strait of Gibraltar: a first approach. *European Research on Cetaceans*, **14**: 324-325.

FORCADA J., AGUILAR A., HAMMOND P., PASTOR X., AGUILAR R. (1996) – Distribution and abundance of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the western Mediterranean sea during the summer. *J. Zool., Lond.*, **238**: 23-34.

FRODELLO J.P., TERRIS N., VIALE D. (1998) - Augmentation de la mortalite de *Balenoptera physalus* en 1995-96 dans le bassin Liguro-Provencal-Corse. *Rapp. Comm. int. Mer. Médit.*, **35**: 432-433.

GAMBELL R. (1981) – Population assessments of Antarctic fin whales. *Fao Fisheries Series* **5**, (3): 229-248.

HAUG T. (1981) On some reproduction parameters in fin whales *Balaenoptera physalus* (L.) caught off Norway. *Rep. Int. Whal. Commn.*, **31**: 373-378.

INGEBRITSEN A. (1929) – Whales caught in the North Atlantic and other seas. *Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer, Rapports et Procès-verbaux des Réunions*, Copenhague, **56**: 3-26.

JONSGÅRD Å. (1966) – Biology of the North Atlantic fin whale *Balaenoptera physalus* (L.). *Hvalradets Skrifter Scientific Results of Marine Biological Research*, **49**: 1-62.

LESSONA M. (1889) – *Storia naturale illustrata. Parte prima. I mammiferi.* E. Sonzogno Ed., Milano: 925 pp.

LOCKYER C., GAMBELL R., BROWN S.G. (1977) – Notes on age data of fin whales taken off Iceland, 1976-74. *Rep. Int. Whal. Commn*, **27**: 427-450.

MIZROCH S.A., BREIWICK Y.M. (1984) – Variability in age at length and length at age in Antarctic Fin, Sei, Minke whales. *Rep. int. whal. Comm.,* **34**: 723-732.

NICOLOSI P., ROSELLI A., CAGNOLARO L. (1997) – Studio dello scheletro di *Balaenoptera physalus* (L.) del Museo di Storia Naturale di Livorno. *Museol. Sci.*, **13** (3-4): 245-266.

NOTARBARTOLO DI SCIARA G., DEMMA M. (1997) – *Guida dei mammiferi marini del Mediterraneo.* 2nd ed. Franco Muzzio Ed., Padova.

NOTARBARTOLO DI SCIARA G., ZANARDELLI M., JAHODA M., PANIGADA S., AIROLDI S. (2003) – The fin whale *Balaenoptera physalus* (L. 1758) in the Mediterranean Sea. *Mammal. Rev.*, **33** (2): 105-150.

OLIVER G. (1994) - Recensement des échouages de cétacés (Cetacea Brisson, 1762) sur le cotes francaises de Méditerrané. Année 1993 - Montpellier, *GECEM, Commission «Echouages»*: 1-10.

OLIVER G. (1995) - Recensement des échouages de cétacés (Cetacea Brisson, 1762) sur le cotes francaises de Méditerrané. Année 1994 - Montpellier, *GECEM, Commission «Echouages»*: 1-8.

OLIVER G., BOMPAR J.M., DHERMAIN F. (1996) - Recensement des échouages de cétacés (Cetacea Brisson, 1762) sur le cotes francaises de Méditerrané. Année 1995 - Montpellier, *GECEM, Commission «Echouages»*: 1-9.

OLIVER G., PETIT H., CORNIL L. (1997) - Recensement des échouages de cétacés (Cetacea Brisson, 1762) sur le cotes francaises de Méditerrané. Année 1996 - Montpellier, *GECEM, Commission «Echouages»*: 1-10.

OLIVER G., RIGOLLET V. (1998) - Recensement des échouages de cétacés (Cetacea Brisson, 1762) sur le cotes françaises de Méditerrané. Année 1997. Montpellier, *GECEM, Commission "Echouages"*: 1-12.

OLIVER G., RIGOLLET V. (1999) - Recensement des échouages de cétacés (Cetacea Brisson, 1762) sur le cotes françaises de Méditerrané. Année 1998. Montpellier, *GECEM, Commission "Echouages"*: 1-14.

ORSI RELINI L. (2000) – The Cetacean Sanctuary in the Ligurian Sea: a further reason. *Biol. Mar. Medit.*, **7** (3): 117-126.

ORSI RELINI L. (2001) – Pesci esotici nel Mediterraneo: un aggiornamento sugli immigranti di origine indopacifica ed atlantica. *Biol. Mar. Medit.,* **8** (1): 84-93.

ORSI RELINI L., PALANDRI G., GARIBALDI F. (2004) – Birth and postnatal growth of the fin whale in the Mediterranean: spatial and temporal patterns. (Submitted).

PARONA C. (1896) - I colossi dei nostri mari. Cattura di quattro balenottere in Liguria (autunno 1896). *Illustrazione Ital.* N., **48**: 1-8.

PARONA C. (1897) - Notizie storiche sopra i grandi Cetacei nei mari italiani ed in particolare sulle quattro balenottere catturate in Liguria nell'autunno 1896. *Atti Soc. ital. Sci. nat. e Museo civ. Storia nat. Milano*, **36**: 297-373.

PARONA C. (1908) - Catture recenti di grandi Cetacei nei mari italiani. *Atti Soc. lig. Sci. nat. geogr.*, Genova, **19**: 173–205.

PAULUS M. (1966) - Les balénoptère de la Méditerranée. *Bull. Mus. Hist. Nat. Marseille*, **26**: 117-139.

PETERSEN C.G.J. (1892) – Fiskenes biologiske forhold i Holbaek Fjord, 1890-91. *Beret. Danm. Biol. St.*, 1890, **1** (1): 121-183.

RICHARD J. (1936) – Notes sue le Cétacés et les Pinnipèdes. *Rés. Camp. Scient. Albert Ier Monaco*, Monaco, **94**: 34-71, 8 tavv., 2 tab.

RODE P. (1939) – La collection de Cétacés du Musée Océanographique de Monaco. Notes ostéométriques. *Bulletin de l'Institut Océanographique*, **780**: 1-20.

SAMPERA C., AGUILAR A. (1992) - Modern whaling off the Iberian Peninsula during the 20th century. *Rep. Int. Whal.Commn*, **42**: 723-730.

SERGEANT D.E. (1977) – Stocks of Fin Whales Balaenoptera physalus L. in the North Atlantic Ocean. *Rep. Int. Whal. Commn*, **27**: 460-473.

VAN CANNEYT O., DABIN W., COLLET A. (1998) - Synthèse sur les Mammifères Marins échoués sur le Littoral Français de 1992 à 1996. *Centre de Recherche sur le Mammiferes Marins*, La Rochelle: pp 24+18, inventaire.

VINCIGUERRA D. (1878) - I due cetacei di Camogli e di Monterosso. Supplemento al N. **285** del *Caffaro*, Genova.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 155-158

C. Jabeur, B. Gobert[1], H. Missaoui[2]

Institut Supérieur de Biotechnologie, Avenue de l'environnement BP 74 - 5000 Monastir, Tunisie.
[1]IRD, Centre de Brest, France.
[2]INAT, Tunis, Tunisie.

# CYCLE DE VIE DU ROUGET DE ROCHE (*MULLUS SURMULETUS*) DANS LE GOLFE DE GABÈS ET EFFET DES MÉTIERS DE LA PÊCHE AU CHALUT SUR SON STOCK

# *CICLO VITALE DELLA TRIGLIA DI SCOGLIO* (MULLUS SURMULETUS) *NEL GOLFO DI GABÈS ED EFFETTI DELLA PESCA A STRASCICO SUL SUO STOCK*

***Abstract***

*The striped red mullet,* Mullus surmuletus *L., has a large distribution in Mediterranean sea. Its laying period covers April to June. Its total length of the first sexual maturity is 13,8 cm. Analysis of reproduction parameters (GSI and HSI) and study of the growth during one year migration of this species to reproduce in depth. Thus, new recruits are concentrated just after laying period (from June to October approximately) in trawling zone and adults migrate toward coastal areas.*
*Striped red mullet is exploited by several inshore gear, but especially by trawl. Shrimp trawling is designed by discards estimated to 10 T/year.*

***Key-words:*** *exploitation, fishing, gulf of Gabès, striped red mullet.*

## Introduction

Le rouget de roche (*Mullus surmuletus* L. 1758) est une espèce à grand intérêt commercial en Tunisie et fait l'objet d'une pêche diversifiée généralement en tant qu'espèce accessoire. Dans le golfe de Gabès, c'est surtout la pêche au chalut qui apporte plus dans les débarquements de cette espèce (plus de 80%). L'analyse typologique de la flottille hauturière réalisée par Jabeur (1999) limite les activités dont l'exploitation du rouget est significative à 5 métiers essentiellement. La connaissance de la biologie de cette espèce; sa reproduction et sa croissance et la décomposition des fréquences de tailles du rouget débarqué permettent de caractériser l'effet de la pêche sur le stock. Le calendrier des métiers de chalutage exploitant le rouget couplée aux paramètres biologiques et à la décomposition des fréquences de taille des débarquements permettent de connaître plus précisément l'effet de chaque métier, aidant ainsi à obtenir une meilleur gestion du stock du rouget exploité dans un contexte pluri-espèce pluri-engin.

## Matériels et méthodes

Pour l'étude de la biologie, des spécimens provenant des débarquements, essentiellement de la pêche côtière, ont été utilisés en nombre suffisant et couvrant les différentes tailles (Jabeur, 1999 et Jabeur *et al.,* 2000).

Ainsi pour la description et l'analyse de la structure démographique des captures du rouget de roche provenant de la pêche côtière et de la pêche au chalut nous avons mesuré la longueur totale des poissons échantillonnés à raison d'une fois par semaine sur une année (Tab. 1).

Tab. 1 - Echantillonnage du rouget de roche par mois et par type de pêche.
*Campioni di triglia di scoglio per mese e tipo di pesca.*

| **Mois** | juin-96 | juil-96 | août-96 | sept-96 | oct-96 | nov-96 | déc-96 | janv-97 | févr-97 | mar-97 | avr-97 | mai97 | juin-97 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Pêche côtière** | 0 | 58 | 10 | 22 | 116 | 163 | 24 | 239 | 249 | 213 | 106 | 681 | 27 |
| **Pêche au chalut** | 106 | 122 | 0 | 264 | 313 | 334 | 52 | 385 | 760 | 226 | 250 | 0 | 200 |

## Résultats

En analysant les histogrammes des fréquences de taille (Fig. 1) on remarque que ces nouveaux recrues sont fortement exploités par le chalutage, essentiellement au mois de juillet et septembre. L'absence de débarquement de chalutage au mois d'août est lié au repos biologique réglementer dans le golfe. Ce n'est qu'à partir de décembre que le chalutage exploite des rougets de taille dépassant la taille de première maturité sexuelle.

La Fig. 2 montre le calendrier de pêche au chalut effectué dans le golfe de Gabès et résultant de l'analyse typologique de cette flottille. Les 5 métiers exploitant significativement le rouget sont: Le chalutage à poulpe, le chalutage démersal, le chalutage benthique et le chalutage à pageot (Jabeur, 1999). Le chalutage à crevette constituant 11.2% des marées est pratiqué en deux campagnes. La première estivale (juin et juillet) semble avoir un grand effet sur le rouget bien que son débarquement en rouget n'est pas significatif mais en rejet il est important.

L'analyse des fréquences de taille des débarquements du rouget réalisée dans cette étude interposée aux résultats d'autres chercheurs sur les particularités du cycle de vie de cette espèce et aux résultats du même auteur (Jabeur) sur les métiers exploitant cette espèce, constituent un bon élément à la gestion de cette espèce exploitée par plusieurs engins dans un contexte plurispécifique.

Ainsi, selon Gharbi (1980), la période de ponte du rouget de roche en Tunisie, s'étale d'avril à juin avec une taille de première maturité sexuelle de 13.8 cm. Le suivi de l'évolution du rapport gonado-somatique et l'évolution mensuelle de la fréquence des stades macroscopiques des gonades des débarquements côtiers (Jabeur, 1999), ne permettent pas de confirmer ce résultat mais laissent supposer l'existence d'une migration du rouget vers le large étant donner que les animaux adultes (selon l'étude de la croissance sur ces mêmes individus) échantillonnés sur les côtes ne présentent pas des femelles matures en période de ponte. La période de recrutement serait donc de juin à octobre.

Les éléments biologiques utilisés pour l'admission de l'hypothèse de migration du rouget de roche vers le large en période de ponte restent à consolider par des échantillonnages. Cependant, les travaux de Machias *et al.* (1998) en Espagne confirment la possibilité de cette migration.

Les métiers de chalutage dont la composition spécifique contienne des quantités significatives du rouget ont été identifiés. Ils sont; le chalutage à poulpe, le chalutage démersal, le chalutage benthique - semi-pélagique, le chalutage benthique et le chalutage à pageot. Les métiers affectant sensiblement le stock sont ceux exercés en période de recrutement et s'étalant de juin à décembre. Il s'agit surtout du chalutage démersal. Le chalutage à crevette, bien qu'il apporte peu des prises de rouget montre un sérieux problème pour le stock du rouget du fait qu'il rejette dans sa première campagne (juin et juillet) des quantités élevées estimées par Jabeur (1999) à 10 T/an.

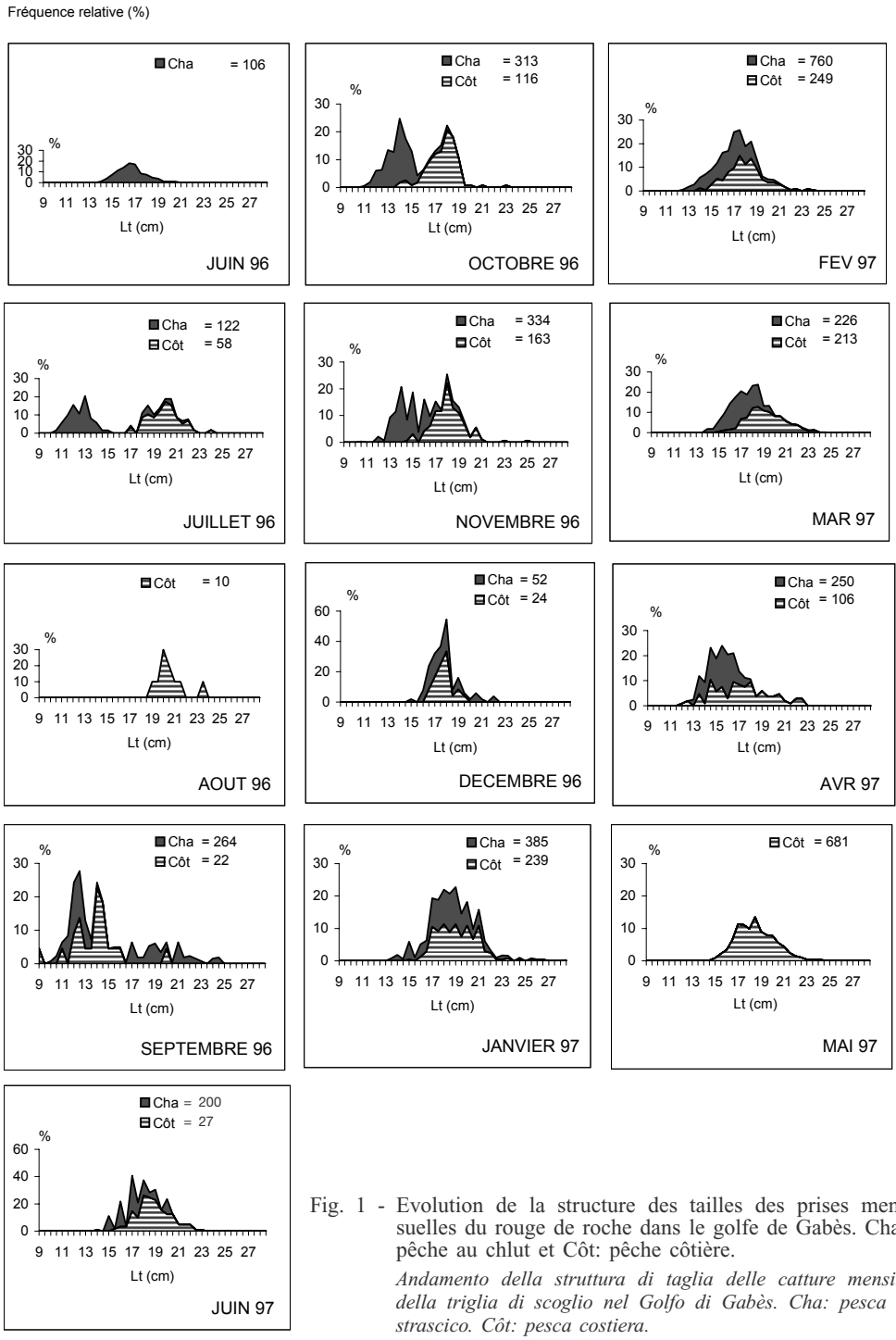



Fig. 1 - Evolution de la structure des tailles des prises mensuelles du rouge de roche dans le golfe de Gabès. Cha: pêche au chlut et Côt: pêche côtière.

*Andamento della struttura di taglia delle catture mensili della triglia di scoglio nel Golfo di Gabès. Cha: pesca a strascico. Côt: pesca costiera.*

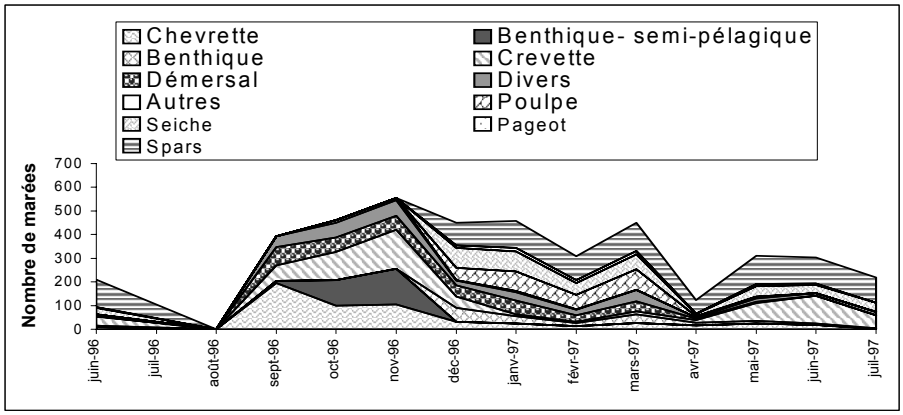



Fig. 2 - Calendrier de la pêche au chalut dans le golfe de Gabès.
*Calendario della pesca a strascico nel Golfo di Gabès.*

## Conclusions

Le rouget de roche exploité dans le golfe de Gabès, pêcherie plurispécifique, ne constitue pas une pêche ciblée. Cependant, quelques métiers uniquement sont impliqués dans son exploitation. Ce sont essentiellement les métiers de chalutage; 5 d'entre eux pêchent significativement cette espèce. Deux métiers semblent avoir un effet direct sur le stock du fait qu'ils exploitent les nouveaux recrues de petite taille, que ce soit débarqués tel est le cas du chalutage démersal ou rejetés pour le chalutage à crevette.

La gestion du stock du rouget doit reposer sur le contrôle de ces dernières activités de façon prioritaire. La pêche côtière semble être sans danger sur le stock de cette espèce ceci sous réserve d'absence de rejets.

### References

GHARBI H. (1980) - Contribution a l'étude biologique et dynamique des rougets (*Mullus barbatus* Linnaeus, 1758 et *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758) des cotes tunisiennes. *Thèse de Doctorat 3e cycle* Biologie Marine à la faculté des Sciences de Tunis: 100 pp.

JABEUR C. (1999) - La pêche dans le Golfe de Gabès: interactions techniques entre les métiers et exploitation partagée du Rouget rouge (*Mullus surmuletus*, L. 1758). *Th. doct. Biol.* Brest, Université de Bretagne occidentale: 164 pp.

JABEUR C., MISSAOUI H., GHARBI H., EL ABED A. (2000) - La croissance du rouget de roche (*Mullus surmuletus*) dans le golfe de Gabès (Tunisie). *Bull. Inst. Nat. Scient. Tech. Mer, Salammbô*, **27**: 35-43.

MACHIAS A., SOMARAKIS S., TSIMENIDES N. (1998) - Bathemetric distribution and movements of red mullet *Mullus surmuletus*. *Marine Ecology Progress Series*., **166**: 247-257.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 159-162

A. Cefali, M. Maisano, P. Battaglia, A. D'Agata, N. Galuppo,
K. Scarfì, R. Bruno

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina,
Salita Sperone, 31 - 98166 Sant'Agata, Messina, Italia.

# STIMA DELL'ACCRESCIMENTO DI *TRACHURUS PICTURATUS* (BOWDICH, 1825) NELLE ACQUE DEL BASSO TIRRENO E DELLO STRETTO DI MESSINA

# *GROWTH OF* TRACHURUS PICTURATUS *(BOWDICH, 1825) IN THE SOUTHERN TYRRHENIAN SEA AND THE STRAIT OF MESSINA*

***Abstract***

*A study has been conducted on the age and growth of* Trachurus picturatus *(Osteichthyes: Carangidae) in the southern Tyrrhenian Sea and in the Strait of Messina. The age of fish ranging in size from 8,9 to 38,3 cm fork lenght (FL) was estimated by otolith reading. The von Bertalanffy parameters were:* $FL_\infty$ *=38,83; K/year=0,22;* $T_0$*= –1,79y.*

***Key-words****:* Trachurus picturatus*, age, growth, Tyrrhenian.*

## Introduzione

Il sugarello pittato, *Trachurus picturatus* (Bowdich, 1825), è una specie cosmopolita comune nell'Atlantico orientale, dal Golfo di Guascogna all'Africa Occidentale, poco diffusa nel Mediterraneo (Bini, 1968). Pur essendo occasionali le sue catture nei mari italiani, appare con una certa frequenza nel basso Tirreno, nello Stretto di Messina e lungo le coste del catanese (Costa, 1991). Il presente studio è stato condotto al fine di approfondire le scarse conoscenze relative alla biologia di questa specie, valutandone l'età mediante la lettura degli otoliti. Le uniche informazioni riguardo l'accrescimento derivano da ricerche condotte da nell'arcipelago delle Azzorre nell'Oceano Atlantico (Isidro, 1990).

## Materiali e metodi

I campioni, raccolti nell'arco di un anno (settembre 2001-ottobre 2002), provengono sia dalla pesca commerciale, praticata con reti a circuizione nell'area del basso Tirreno, sia dalla pesca pseudo-sportiva praticata nelle acque dello Stretto di Messina con la "filosa" (lenza a mano di fondo con 12-16 braccioli lunghi m 1,5 ed ami innescati con sfilacci di lana). Su 875 esemplari sono stati rilevati: lunghezza alla forca (LF; cm), peso sviscerato (PE; g) e sesso mediante preparato a fresco delle gonadi. L'età è stata determinata attraverso il conteggio degli incrementi di crescita annuali effettuato sulle sagitte allo stereomicroscopio. L'accrescimento è stato modelizzato tramite l'equazione di von Bertalanffy.

La relazione taglia-peso è stata stimata per l'intero campione ed i valori relativi alla LF ed al PE sono stati calcolati con il metodo dei minimi quadrati per ottenere i coefficienti "a" e "b" dell'equazione $PE = a^* LF^b$.

## Risultati

Le taglie minime e massime osservate nei campioni sono state rispettivamente di 8,9 cm e 38,3 cm di LF. Il maggior numero dei campioni di entrambi i sessi, è stato osservato nelle classi di taglia da 22 a 28 cm di LF; in particolare le femmine, raggiungono il 5,6% nella classe dei 24 cm, mentre i maschi, sono più rappresentati in quelle di 16 e 22 cm di LF con l'1,8%.

Nella tabella 1 sono riportati i dati taglia-età riferiti al totale del campione. I valori di crescita dell'equazione di von Bertalanffy ottenuti nel presente lavoro sono: $L_\infty$ =38,83 cm, K/y=0,22 e $T_0$= –1,79y) Il confronto con quelli riportati per le Azzorre ($L_\infty$=51,06 cm, K/y=0,14 e $T_0$=–1,58y; Isidro, 1990) evidenziano un accrescimento più rapido dei nostri esemplari nei primi due anni di vita; successivamente, questa tendenza si inverte e, a partire dal quarto-quinto anno di età, la taglia degli individui delle Azzorre è maggiore (Fig. 1).

Tab. 1 - Valori di età (anni) - lunghezza (alla forca; LF; cm) di *Trachurus picturatus*.
*Age (year) – fork lenght (LF; cm) values of* Trachurus picturatus.

| Età | N.Ind. | LF Min. - Max | LF Media | D.S. |
|---|---|---|---|---|
| 0 | 78 | 8,9 - 18,0 | 13,54 | 3,4 |
| 1 | 55 | 18,8 - 23,5 | 20,73 | 1,3 |
| 2 | 262 | 19,1 - 26,6 | 22,79 | 1,7 |
| 3 | 218 | 21,4 - 28,4 | 24,67 | 1,7 |
| 4 | 87 | 25,5 - 29,9 | 27,56 | 1,3 |
| 5 | 43 | 27,4 - 31,2 | 29,26 | 1,3 |
| 6 | 38 | 29,2 - 32,9 | 31,17 | 1,3 |
| 7 | 30 | 30,8 - 34,6 | 33,22 | 1,3 |
| 8 | 22 | 33,9 - 36,1 | 34,48 | 0,9 |
| 9 | 20 | 33,9 - 35,9 | 35,68 | 0,8 |
| 10 | 22 | 35,5 - 38,3 | 37,07 | 1 |

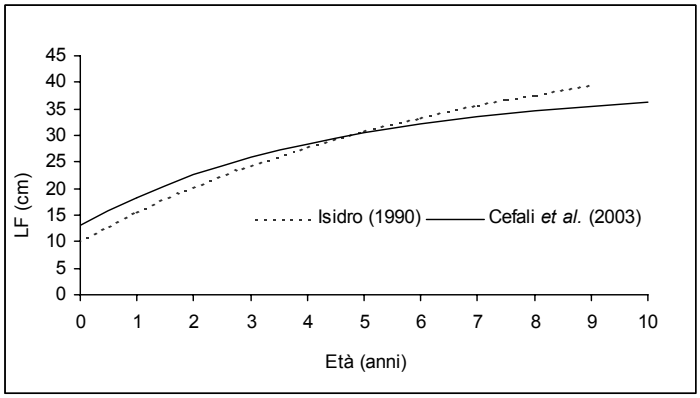



Fig. 1 - Curve di crescita (secondo l'equazione di von Bertalanffy) di *Trachurus picturatus.*
*Growth curves (VBGF) of* Trachurus picturatus.

La curva della relazione taglia/peso è presentata nella Fig. 2.

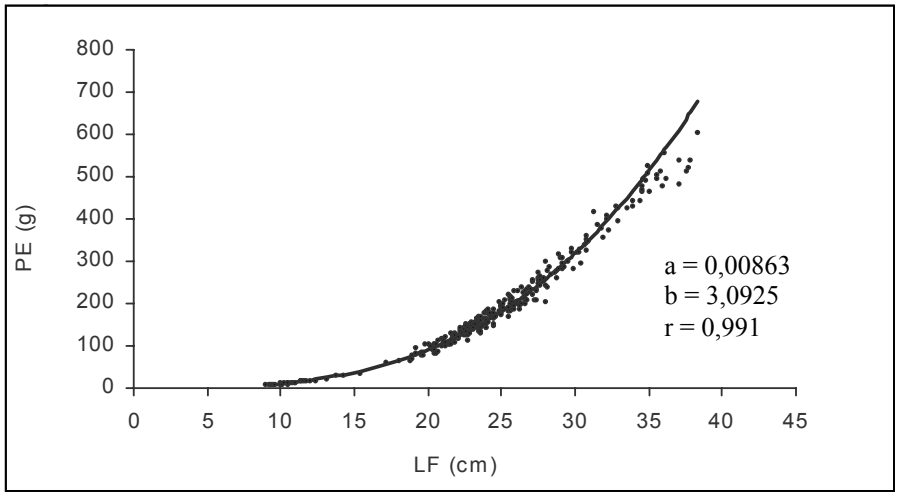



Fig. 2 - Relazione taglia-peso eviscerato di *Trachurus picturatus.*
*Size–somatic weight relationship of* Trachurus picturatus.

L'analisi dei dati di sex-ratio in relazione all'età (Tab. 2), evidenzia la presenza di femmine con frequenze superiori al 50% dai due anni in poi, mentre i maschi raggiungono maggiori frequenze nelle prime classi di età.

Tab. 2 - Sex-ratio di *Trachurus picturatus* in relazione all'età.
*Sex-ratio by age of* Trachurus picturatus.

| | **F** | | **M** | |
|---|---|---|---|---|
| **Età** | **N** | **%** | **N** | **%** |
| 0 | 10 | 13 | 68 | 87 |
| 1 | 25 | 45 | 30 | 55 |
| 2 | 174 | 66 | 88 | 34 |
| 3 | 154 | 71 | 64 | 29 |
| 4 | 47 | 54 | 40 | 46 |
| 5 | 25 | 58 | 18 | 42 |
| 6 | 23 | 61 | 15 | 39 |
| 7 | 19 | 63 | 11 | 37 |
| 8 | 13 | 59 | 9 | 41 |
| 9 | 16 | 80 | 4 | 20 |
| 10 | 15 | 68 | 7 | 32 |

## Conclusioni

L'età massima riscontrata nei campioni è stata 10 anni, con lunghezza media alla forca di 37 cm, ma non si esclude, nell'area da noi indagata, la presenza di individui più longevi; infatti, in alcuni campioni (che non sono stati inseriti nell'elaborazione in quanto non rappresentativi numericamente) sono stati riscontrati sino a 11 anelli di crescita.

Il confronto delle lunghezze medie per ciascuna classe d'età ha evidenziato una maggiore crescita degli individui atlantici a partire dal quarto-quinto anno di vita, rispetto a quelli del Basso Tirreno e dello Stretto di Messina.

**Ringraziamenti**

Gli Autori sono grati al Prof. Antonio Potoschi per la collaborazione offerta.

**Bibliografia**

BINI G. (1968) - *Atlante dei pesci delle coste italiane.* Mondo Sommerso Editrice Milano, **5**: 164 pp.

COSTA F. (1991) - *Atlante dei pesci dei mari italiani*. Mursia Editore: Milano: 429 pp.

ISIDRO H.A. (1990) - Age and growth of *Trachurus picturatus* (Bowdich, 1825) (Teleostei: Carangidae) from the Azores. *Life and Earth Sciences,* **8**: 45-54.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 163-165

L. Ceriola, C.A. Marano*, M. Martino*, M.C. Marzano, N. Ungaro

Laboratorio Provinciale di Biologia Marina, Molo Pizzoli (Porto) - 70123 Bari, Italia.
*Dipartimento di Produzione Animale, Università di Bari, Bari, Italia

# INFORMAZIONI PRELIMINARI SULL'ACCRESCIMENTO DI *TRIGLA LUCERNA* LINNAEUS, 1758 NELL'ADRIATICO MERIDIONALE

# *PRELIMINARY INFORMATIONS ON THE GROWTH OF* TRIGLA LUCERNA *LINNAEUS, 1758 IN THE SOUTHERN ADRIATIC SEA*

***Abstract***

*The growth of* Trigla lucerna *(Pisces; Osteichthyes) in the South Adriatic Sea has been studied by means of otolith readings. The estimated von Bertalanffy growth parameters are TL∞ =100 cm, k=0.142.*

***Key-words**:* Trigla lucerna*, otoliths, growth, Adriatic Sea.*

## Introduzione

*Trigla lucerna* L. 1857, è un teleosteo demersale appartenente alla famiglia dei Triglidi ed è presente in tutto il Mediterraneo; vive generalmente tra 30 e 300 metri di profondità, più comunemente su fondali incoerenti (Relini *et al*., 1999).

La cattura di tale specie avviene sia attraverso l'impiego di reti a strascico che di attrezzi fissi quali palangari e reti da posta (Relini *et al*., 1999).

Scopo del presente lavoro è la valutazione dei parametri di accrescimento di *T. Lucerna* ($LT_\infty$ e k), sulla base dei dati provenienti da due tipologie differenti di pesca, strascico e palangaro.

## Materiali e metodi

Gli individui di *T. lucerna* esaminati provengono da campioni ottenuti nel basso Adriatico utilizzando differenti attrezzi di pesca, (rete a strascico e palangaro di fondo). In particolare, sono stati analizzati sia esemplari provenienti dalle campagne sperimentali di pesca a strascico effettuate dal 1996 al 2002, sia individui catturati mediante palangaro di fondo nell'autunno 2002.

Per la stima dell'accrescimento sono state prelevate 200 coppie di otoliti (sagitte). La lettura è stata effettuata mediante osservazioni allo stereomicroscopio delle sagitte integre, previa levigazione di quelle di maggiori dimensioni ed immersione in alcool delle stesse. I dati di lettura sono stati elaborati così da poter stimare i parametri di accrescimento dell'equazione di von Bertalanffy mediante l'uso degli algoritmi inseriti nel software FiSAT (Gayanilo *et al*., 1994).

Tale elaborazione è stata effettuata su un set di dati senza distinzione per sesso a causa dell'esiguità nel numero dei maschi.

## Risultati

La distribuzione di taglia relativa al campione totale analizzato sembra mostrare una netta differenza tra le catture relative dei due attrezzi utilizzati, strascico (indi-

vidui compresi tra 7 e 30 cm LT) e palangaro (40–80 cm LT). Allo stesso modo è evidenziabile la presenza di due mode principali rispettivamente ad 11-13 cm e 20-22 cm LT, corrispondenti alle classi di età $0^+$ ed 1 (Fig. 1).

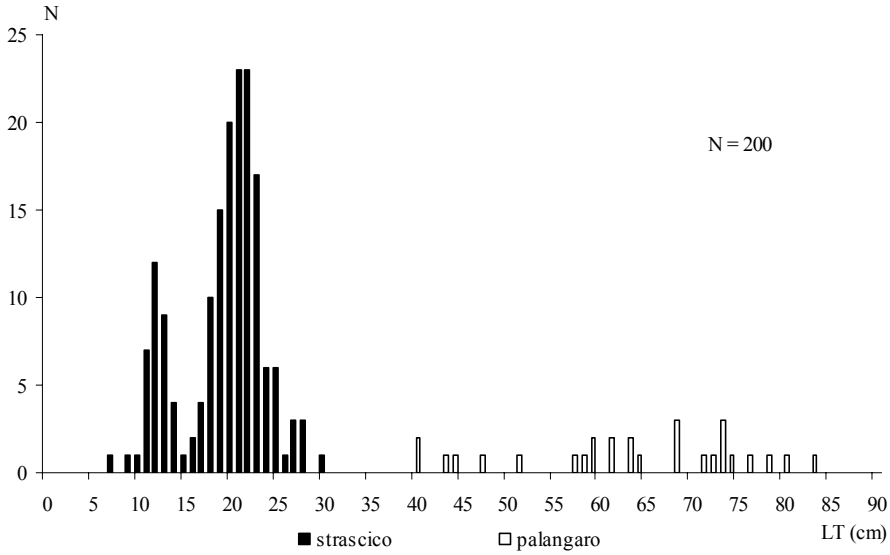



Fig. 1 - Distribuzione di taglia del campione totale di *Trigla lucerna* analizzato.
*Size distribution of the whole sample of* Trigla lucerna.

Gli otoliti osservati comprendono una ampio intervallo di taglie, tra 10 e 83 cm LT, anche se la consistenza numerica delle taglie minori di 30 cm è risultata in ogni caso prevalente.

Tab. 1 - Taglia media per classe d'età (anni) relativa agli individui di *Trigla lucerna* esaminati.
*Mean size at age (year) of* Trigla lucerna *examined specimens.*

| età | 0-0+ | 1-1+ | 2-2+ | 3-3+ | 4-4+ | 5-5+ | 6-6+ | 7-7+ | 8-8+ | 9-9+ | 10 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| LT media (cm) | 12,68 | 19,58 | 22,33 | 24,00 | 46,50 | 57,88 | 62,73 | 71,83 | 72,50 | 75,50 | 81,50 |
| dev.standard | 1,37 | 2,13 | 0,99 | 5,13 | 6,96 | 5,57 | 2,91 | 3,20 | 0,71 | 3,54 | 2,12 |
| num.individui | 14 | 45 | 56 | 17 | 5 | 4 | 6 | 6 | 2 | 2 | 2 |

In Tab. 1 e Tab. 2 sono riportati rispettivamente la chiave taglia-età per gli individui esaminati, ed i parametri della curva di crescita (funzione di von Bertalanffy) ottenuti dall'elaborazione dei dati di lettura degli otoliti.

Tab. 2 - Parametri della curva di crescita (von Bertalanffy) di *T. lucerna.*
T. lucerna: *von Bertalanffy growth curve parameters.*

| | | S.E. | C.V. (%) |
|---|---|---|---|
| $LT_\infty$ (cm) | 100 | 10.605 | 10.6 |
| k | 0.142 | 0.027 | 18.7 |

## Conclusioni

La ricerca in esame ha mostrato, per *T. lucerna*, una certa differenza delle catture tra pesca a strascico e pesca con il palangaro, dovuta presumibilmente alle selettività relativa dell'attrezzo (Ungaro *et al.*, 1999) ed alla differente etologia della specie in funzione delle fasi del ciclo vitale (Relini *et al.*, 1999).

La presenza degli individui di grandi dimensioni nel campione totale, ha probabilmente influenzato la stima dei parametri di crescita. In particolare la lunghezza asintotica ($TL_\infty = 100$ cm) è risultata superiore a quella massima o asintotica riportata da altri autori per aree differenti (Papaconstantinou, 1984; Baron, 1985; Serena *et al.*, 1998).

### Bibliografia

BARON J. (1985) - Les Triglidaes (Teleosteens scorpaeniformes) de la baie de Douarnenez. *Cybium,* **9** (2): 127-144.

GAYANILO F.C., SPARRE P., PAULY D. (1994) - *The FAO – ICLARM Stock Assessement Tools (FISAT). User's Guide*. FAO Computerized Information Series (Fisheries). Rome, FAO, **6**: 186 pp.

PAPACOSTANTINOU C. (1984) – Age and growth of the yellow gurnard (*Trigla lucerna* L. 1758) from the Thermaikos Gulf (Greece) with some comments on its biology. *Fisheries Research*, **2**: 243-255.

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): 470-474.

SERENA F., VOLIANI A., AUTERI R. (1998) - Nursery areas and some biological information of Tub gurnard (*Trigla lucerna* L, 1758) off Tuscany coasts (Italy*). Rapp. Comm. Int. Mer Medit*., **35**: 482-483.

UNGARO N., MARTINO M., DI TURI L., STRIPPOLI G. (1999) – Sulla demografia di alcune specie ittiche demersali catturate da differenti attrezzi. *Biol. Mar. Medit.*, **6** (1): 623-626.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 166-168

A. Peirano, P. Kružić*

ENEA - Marine Environment Research Centre, C.P. 224 - 19100 La Spezia, Italy.
peirano@santateresa.enea.it
*Faculty of Natural Sciences, Zoology Dep., Zagreb University, Rooseveltov trg 6 - 10000 Zagreb, Croatia.
petar.kruzic@zg.biol.pmf.hr

# GROWTH COMPARISON BETWEEN LIGURIAN AND ADRIATIC SAMPLES OF THE CORAL *CLADOCORA CAESPITOSA*: FIRST RESULTS

## *PRIMI RISULTATI DI UNO STUDIO SULLA CRESCITA DI ESEMPLARI DI* CLADOCORA CAESPITOSA *DEL MAR LIGURE E DEL MAR ADRIATICO*

***Abstract***

*One sample of the Mediterranean, scleractinian coral* Cladocora caespitosa *collected in the internal marine lake of Velimiro (Mljet National Park, South Croatia, Adriatic Sea) was analysed through sclerochronology. Computed mean annual growth rates were compared with measurements made on coral samples collected in the Ligurian Sea. A uniform trend in growth was evidenced despite the difference in latitude and sea water temperature of the two areas.*

***Key-words:*** *coral, Mediterranean Sea, age determination, growth,* Cladocora caespitosa.

## Introduction

In the Mediterranean Sea major carbonatic marine frameworks are formed by long-living organisms like corals and bryozoans (Laborel, 1987; Cocito & Ferdeghini, 2002). The coral *Cladocora caespitosa* occurs all over the Mediterranean usually with "beds" of isolated, hemispherical colonies. Banks of this coral, formed by the fusion of numerous, adjacent colonies are very rare at present. One of these occurs in Mljet National Park (south Croatia) where *C. caespitosa* colonises the bottom from 7 to 15 m depth with a continuous, living carpet covering up to 650 $m^2$ (Kružić & Požar-Domac, 2002). Sclerochronological analysis on coral growth conducted on the Mljet bank are compared with data on colonies collected in the Ligurian Sea. Mean growth rates of the two zones are compared and decadal time series are discussed.

## Materials and methods

The bank of the Island of Mljet developed in one 'marine lake' (Veliko Jezero), 47 m deep, that originated as a karstic depression and was filled by seawater during Holocene sea-level rise. Today the marine lake is connected to the open sea through a channel 60 m long and 2.5-4.5 m deep (Vaniček *et al*., 2000). The formation borders only a limited zone of the marine lake, 150 m long, and covers the bottom from 4 to 18 m of depth. In the marine lake water temperature ranges from 11 °C in winter to 28 °C in summer and salinity is rather high with small annual oscillations (38.4-38.1 PSU) (Kružić & Pŏzar-Domac, 2002). The sample was collected at 9 m depth breaking one portion of one colony forming the bank.

Ligurian Sea samples were collected at 7-9 m depth since 1994 in La Spezia (Italy, Liguria) where *C. caespitosa* is abundant. Sea surface temperature ranges from

11.6 °C in winter to 25.3 °C in summer. Long periods of salinity decrease (from 37.5 to 35.5 PSU) and water turbidity occur during rainy seasons.

Sclerocrhonological analyses were conducted on corallites isolated from the sampled colonies following Peirano *et al*. (1999). Annual growth rates were computed on digitized images through Coral XDS software version 3.0 (Kohler *et al.*, 2002).

## Results and conclusions

The overall mean growth rate of the Mljet sample was 1.74 (±0.48) mm year$^{-1}$, the minimum rate measured in the bank (Petar & Pozar-Domac, 2002). It was possible to date the coral growth since 1943. The comparison between the Mljet and the Ligurian time series (Fig. 1) showed peaks and valleys quite parallel, i.e. in a good temporal correspondence. Moreover, one positive, parallel trend was evidenced for the two areas (Fig. 1). Hence, notwithstanding the particular enclave where the bank has developed (the marine lake), the coral showed similar growth rhythms both at Mljet and in the Ligurian Sea. The positive trend is consistent with an increase in growth due to a positive response to the generalised warming of the Mediterranean sea. Further samples and studies are necessary to elucidate the differences in growth between coral colonies in and out the marine lake.

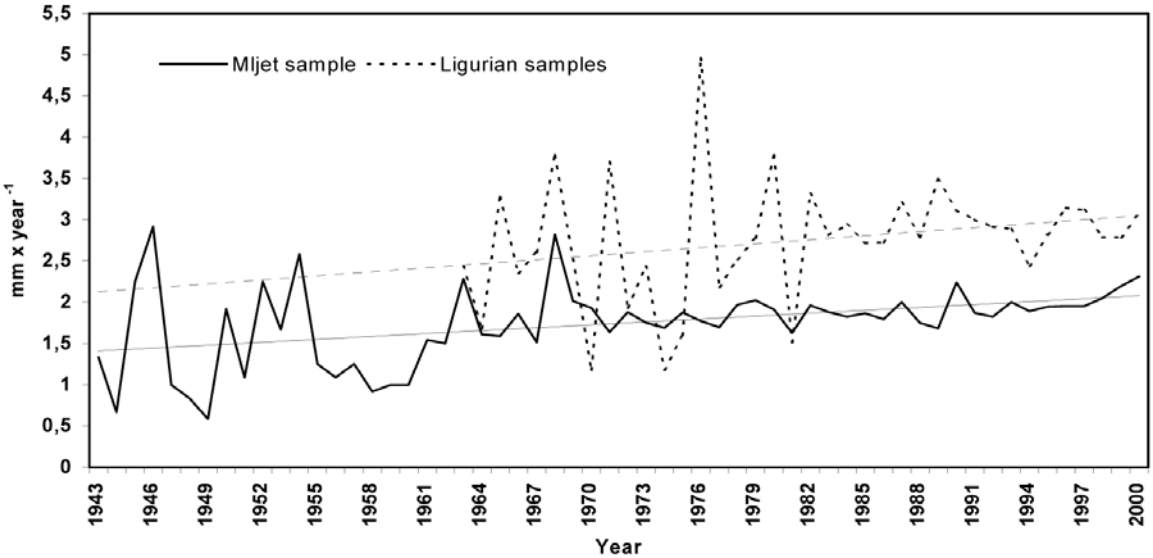



Fig. 1 - Growth comparison between *Cladocora caespitosa* colonies collected at Mljet and in Liguria.
*Comparazione fra la crescita delle colonie di* Cladocora caespitosa *raccolte a Mljet e in Liguria.*

**References**

COCITO S., FERDEGHINI F. (2001) - Carbonate standing stock and carbonate production of the bryozoan *Pentapora fascialis* in the North-Western Mediterranean. *Facies*, **45**: 25-30.

KOHLER E.K., HELME K.P., DODGE R.E. (2003) – Coral XDS, version 3.0. Coral X-radiography Densitometry System. *http://www.nova.edu/ocean/ncri//projects/coralxds/index.html.*

KRUŽIĆ P., POŽAR-DOMAC A. (2002) - Skeleton growth rates of coral bank of *Cladocora caespitosa* (Anthozoa, Scleractinia) in lake Veliko jezero (Mljet National Park). *Period. Biol.*, **104** (2): 123-129.

LABOREL J. (1987) - Marine biogenic constructions in the Mediterranean: a review. *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park, Fr*, **13**: 97-126.

PEIRANO A., MORRI C., BIANCHI C.N. (1999) - Skeleton growth and density pattern of the zooxanthellate scleractinian *Cladocora caespitosa* (L.) from the Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **185**: 195-201.

VANIČEK V., JURAČIĆ M., BAJRAKTAREVIĆ Z., ĆOSOVIĆ V. (2000) - Benthic foraminiferal assemblages in a restricted environment - An example from the Mljet lakes (Adriatic Sea, Croatia). *Geol. Croat.,* **53** (2): 269-279.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 169-173

A. Potoschi, P. Battaglia

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università degli Studi di Messina
Salita Sperone, 31 – 98166 S.ta Agata, Messina, Italia.

# STIMA DELLA CRESCITA E CONSIDERAZIONI SU ALCUNI ASPETTI BIOLOGICI DEL LUCCIO DI MARE, *SPHYRAENA SPHYRAENA* (LINNEO, 1758)

## *GROWTH AND SAME BIOLOGICAL ASPECTS OF* SPHYRAENA SPHYRAENA *(LINNEO, 1758)*

***Abstract***

*The results of a study about the growth, the sexual maturity and the length-weight relationship of 455 specimens of* Sphyraena sphyraena *(Linneo, 1758) Pisces: Sphyraenidae, sampled in the area of the Straits of Messina, were reported. Investigation shows that the specie has a life cycle of nine years with a constant and regular development. Reproduction period occurs in May and June.*

***Key-words***: Sphyraena sphyraena*, age, growth, length-weight relationship, reproduction.*

## Introduzione

*Sphyraena sphyraena* (Linneo 1758) è una specie che nelle marinerie italiane non riveste particolare interesse commerciale ed è distribuita lungo tutte le coste mediterranee e del Mar Nero, nonché in Atlantico orientale (dal Marocco all'Angola) e in Atlantico occidentale dalle Bermuda al Brasile (Bini, 1970; Ben-Tuvia, 1986; De Sylva, 1990).

Nell'area dello Stretto di Messina, il luccio di mare, detto "aluzzo", viene insidiato armando lenze con terminali ad alta resistenza; con tale sistema le migliori catture vengono registrate nelle notti di luna piena, in cui il regime correntometrico delle acque dello Stretto assume condizioni particolari. Nelle stesse acque può rinvenirsi anche *Sphyraena viridensis* che, malgrado la forte somiglianza con *S. sphyraena*, è ben nota ai pescatori locali, dai quali infatti viene denominata "barracuda".

In considerazione delle scarse conoscenze su *S. sphyraena*, in questo contributo abbiamo preso in esame alcuni aspetti biologici ed in particolar modo quelli relativi alla crescita.

## Materiali e metodi

Gli individui campionati provengono dalla pesca sportiva e da quella artigianale praticate nell'area dello Stretto di Messina con reti da posta, sciabiche da natante e lenze.

In circa tre anni di campionamento (2000-2002), si è riusciti ad analizzare 455 esemplari di un lotto superiore dal quale è stato scartato, dopo opportuna diagnosi basata su alcuni caratteri distintivi anatomici e cromatici (Cadenat, 1964; George *et al.*, 1971; Ben-Tuvia, 1986; Relini e Orsi Relini, 1997), un certo numero di individui di *S. viridensis*. Sugli esemplari di *S. sphyraena*, oltre a rilevare gli usuali parametri

morfometrici e ponderali, si sono prelevate, a fresco, le gonadi per l'identificazione del sesso e dello stadio di maturità, valutato in base alla scala a cinque stadi di Holden e Raitt (1974).

Per lo studio dell'età sono stati utilizzati gli otoliti e le scaglie. L'asse di lettura prescelto per il conteggio degli incrementi di crescita negli otoliti va dal nucleo all'estremità del rostro. Le scaglie, prelevate sul lato dorsale e/o ventrale poco prima del peduncolo caudale, trattate con una soluzione di perossido di idrogeno, opportunamente diluita con acqua distillata e successivamente sciacquate, sono state montate su un vetrino per l'osservazione sia al microscopio ottico che a quello stereo a luce trasmessa.

La relazione lunghezza–peso è stata ricavata utilizzando la formula: $PT = a \times LF^b$, dove PT = peso totale (kg) ed LF = lunghezza alla forca (cm). Il modello di crescita è stato ottenuto mediante l'applicazione dell'equazione di von Bertalanffy: $LF_t = LF_\infty (1 - e^{-k(t - t_0)})$.

## Risultati

Gli individui analizzati hanno fatto registrare una LF minima di 8 cm ed una massima di 103,5 cm. Dalla distribuzione percentuale delle taglie per entrambi i sessi si può notare che gli individui a partire da 90 cm sono rappresentati da sole femmine (Fig. 1); ciò potrebbe coincidere con quanto avviene per alcune specie di Sphyraenidae dell'Atlantico, che sono ermafrodite proterandriche. La sex-ratio (F/M) calcolata è stata di 2:1.

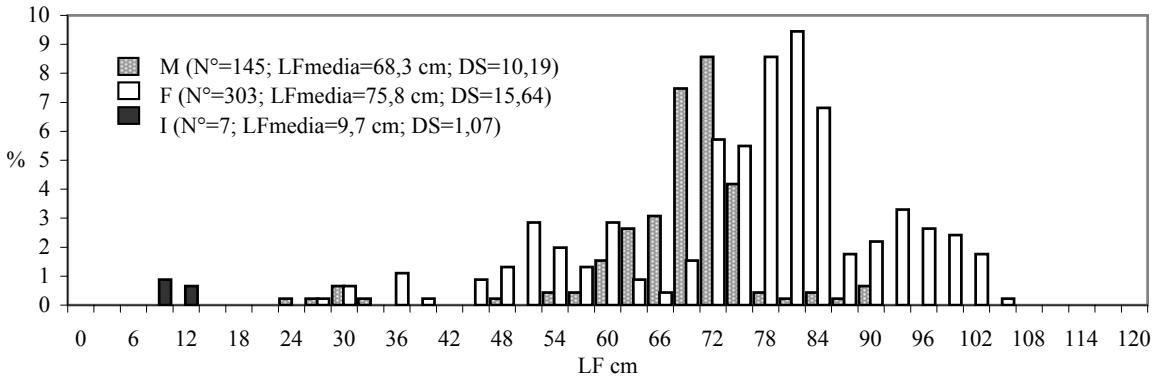



Fig. 1 - Distribuzione delle frequenze (%) di taglia: M = maschi; F = femmine; I = indeterminati.
*Frequency length distribution (%) by sex: M = males; F = females; I = unsexed.*

Lo studio dell'età ottenuto dall'analisi comparata delle due strutture anatomiche, scaglie ed otoliti, ha individuato 10 classi di età (Tab. 1). La maggior parte degli individui campionati è distribuita tra la 3ª e la 5ª classe, con una lunghezza media compresa tra 68,1 e 82,8 cm di LF. Nella stessa tabella vengono riportati i valori medi ed i ranges di lunghezza con gli incrementi annuali per età.

Tab. 1 - Valori medi di LF, ranges ed incrementi in lunghezza per classi d'età.
*Mean length, ranges and length increments for age classes.*

| Età | N° | LF cm | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | Range | Media | Dev. St. | Incremento |
| 0 | 13 | 8,0 - 30,5 | 18,3 | 9,73 | |
| 1 | 20 | 30,3 - 49,8 | 40,7 | 6,76 | 22,4 |
| 2 | 55 | 48,5 - 62,6 | 55,9 | 3,80 | 15,4 |
| 3 | 88 | 60,3 - 72,1 | 68,1 | 2,95 | 12,0 |
| 4 | 148 | 71,1 - 81,3 | 75,6 | 2,78 | 7,5 |
| 5 | 67 | 79,8 - 88,6 | 82,8 | 1,73 | 7,2 |
| 6 | 21 | 87,2 - 93,5 | 89,7 | 1,71 | 6,9 |
| 7 | 28 | 92,7 - 99,3 | 95,4 | 1,92 | 5,7 |
| 8 | 10 | 98,3 - 102,4 | 100,3 | 1,59 | 4,9 |
| 9 | 5 | 101,5 - 103,5 | 103,1 | 1,44 | 2,8 |

Il calcolo della crescita ha fatto registrare un buon incremento in lunghezza nelle prime tappe di vita; in seguito, come per altre specie che hanno sviluppo corporeo oblungo, essa subisce un rallentamento al quale corrisponde un progressivo aumento in peso. In Fig. 2 è rappresentata la curva che descrive la crescita ed i valori dei parametri ottenuti dell'equazione di von Bertalanffy per entrambi i sessi.

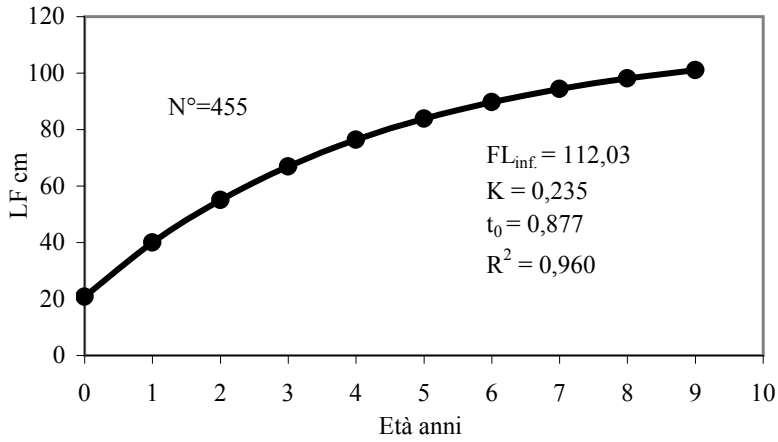



Fig. 2 - Curva di crescita calcolata e parametri dell'equazione di Von Bertalanffy per entrambi i sessi.
*Von Bertalanffy curve and growth parameters (sexes combined).*

La curva rappresentativa della relazione taglia-peso con i relativi parametri ottenuti (Fig. 3), mostra che questi ultimi sono differenti da quelli calcolati nel 1995, su soli 22 esemplari con una LF media pari a 39,4 cm, da Petrakis e Stergiou per i mari della Grecia ($a=3,1*10^{-4}$, $b=2,320$, $R^2=0,96$).

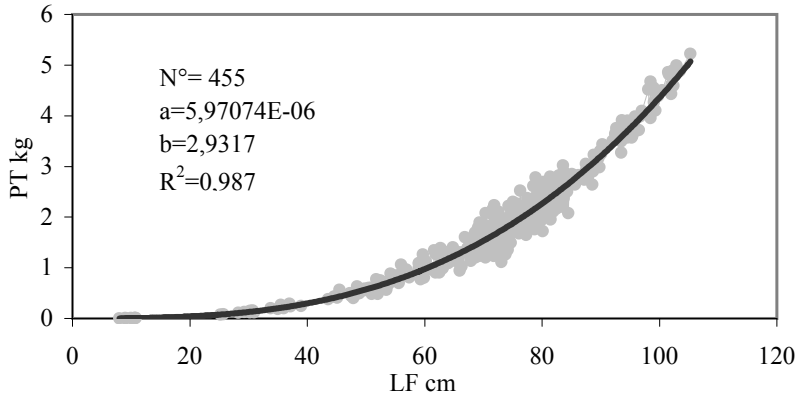



Fig. 3 - Rappresentazione e parametri della relazione taglia-peso per entrambi i sessi.
*Curve and parameters of length and weight (sexes combined).*

La distribuzione percentuale degli stadi maturativi delle gonadi per classi di lunghezza (Fig. 4) indica che le femmine di questa popolazione raggiungano la maturità sessuale a partire dal 2° anno di età (intorno a 57 cm di LF).

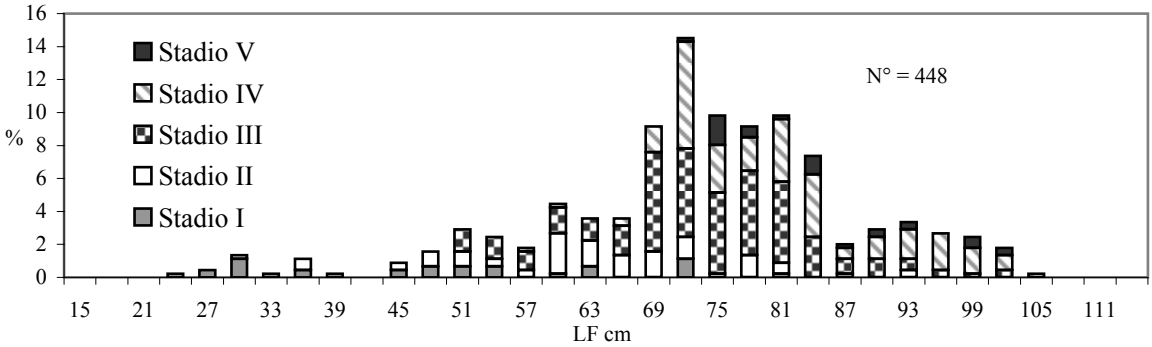



Fig. 4 - Distribuzione percentuale degli stadi maturativi delle gonadi per classi dimensionali.
*Maturity stages distribution of the gonads by length class.*

## Conclusioni

Lo studio condotto ha permesso di individuare la maturità sessuale della specie nel periodo primaverile-estivo, confermata anche dalla cattura nel mese di luglio di giovanili con una LF di 8-10 cm; Bertolini *et al*. (1956), invece, indicavano il periodo riproduttivo nei mesi che vanno da luglio a settembre.

L'analisi delle tappe di crescita dimostra che la specie ha un ciclo vitale di 9 anni, durante il quale distribuisce in maniera costante e regolare lo sviluppo corporeo.

Certamente la più frequente comparsa di *S. sphyraena* sui mercati del meridione d'Italia fa pensare che la specie, anche se catturata come by-catch, sia divenuta più abbondante nei nostri mari in questi ultimi anni.

Si può quindi concludere che le notizie, i dati e gli aspetti trattati possano offrire lo stimolo ad intraprendere nuovi studi sulle sfirene mediterranee, con saggi adeguati su popolazioni viventi in aree diverse, giusto come dichiarato da Tortonese (1970), e con analisi atte a definire l'eventuale ermafroditismo di queste specie.

### Bibliografia

BEN-TUVIA A. (1986) – Sphyraenidae. Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean. In: Whitehead P.J.P., Bauchot M.L., Hureau J.C., Nielsen J., Tortonese E. (eds), UNESCO, **3**: 1194-1196.

BERTOLINI F., D'ANCONA U., PADOA MONTALENTI E., RANZI S., SANZO L., SPARTA' A., TORTONESE E., VIALLI M. (1956) – Uova, larve e stadi giovanili di Teleostei. Fauna e Flora del Golfo Napoli, Monogr. **38**: 457-461.

BINI G. (1970) – *Atlante dei pesci delle coste italiane*. Mondo sommerso Ed., **4**: 21-22.

CADENAT J. (1964) – Notes d'Ichtyologie ouest-africaine. Les Sphyraenidae de la côte occidentale d'Afrique. *Bull. IFAN*, **26** (2): 659-685.

DE SYLVA D.P. (1990) – Sphyraenidae. In Quero J.C., Hureau J.C., Karren C., Post A., Saldanha L. (eds), *Check-list of the fisches of the eastern tropical Atlantic* (*CLOFETA*). JNICT, Lisbon; SEI, Paris; UNESCO, Paris, **2**: 860-864.

GEORGE C.J., ATHANASSIOU V., TORTONESE E. (1971) – The presence of a third species of the genus *Sphyraena* (Pisces) in the marine waters of Lebanon. *Ann. Mus. St. Nat. Genova*, **78**: 256-262.

HOLDEN M.J., RAITT D.F.S. (1974) – Manual of fisheries science. Part 2 – Methods of resources investigation and their application. *FAO Fish. Tech. Pap*., Rev. 1, **115**: 214 pp.

PETRAKIS G., STERGIOU K.I. (1995) – Weight-length relationships for 33 fish species in Greek waters. *Fish. Res*., **21**: 465-469.

RELINI M., ORSI RELINI L. (1997) – The two species of Barracuda (Sphyraenidae) in Western Mediterranean. *Cybium*, **21** (2): 216-222.

TORTONESE E. (1970) – *Fauna d'Italia*. Vol. 11. Osteichthyes. Ed. Calderini, Bologna, **2**: 26-29.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 174-177

L. Rollandi*, F. Garibaldi, G. Palandri, L. Orsi Relini

Laboratori di Biologia Marina ed Ecologia Animale, Università di Genova,
Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.
*ind. attuale: Istituto Ambiente Marino Costiero (IAMC-CNR), Sezione di Mazara del Vallo,
Via L. Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo (TP), Italia.

# CORRELAZIONE TRA TASSO DI CRESCITA E MATURAZIONE SESSUALE NELLA FEMMINA DEL PESCE SPADA (*XIPHIAS GLADIUS* L.)

# *CORRELATION BETWEEN GROWTH RATE AND SEXUAL MATURATION IN FEMALE SWORDFISH (*XIPHIAS GLADIUS *L.)*

***Abstract***

*In a sample of 48 females, 80-181 cm LJFL, growth rates were studied year by year on the basis of growth bands measured in the cross section of the second anal fin ray. On the average, a relevant slowing of growth appeared after the end of the fourth year, when the first sexual maturation occured.*

***Key-words:*** Xiphias gladius*, growth, sexual maturity, Ligurian Sea, Mediterranean Sea.*

## Introduzione

Un campione di 49 femmine di pesce spada provenienti dal monitoraggio della pesca professionale in Mar Ligure è stato dettagliatamente studiato relativamente alle tracce di accrescimento osservabili su sezioni del secondo raggio della pinna anale, con l'intenzione di mettere in evidenza la correlazione tra la crescita e lo sviluppo maturativo di ogni individuo. Per l'individuazione di tale correlazione, in aggiunta all'osservazione delle condizioni maturative delle gonadi è stato ricostruito il processo di crescita di ogni singolo pesce analizzando le bande di accrescimento di sezioni ossee.

## Materiali e metodi

I campioni e i dati su cui è basato questo studio derivano dalla pesca professionale al pesce spada in Mar Ligure, nel quinquennio 1995-1999, studiata sulla base dei finanziamenti del Ministero per la Politiche Agricole e Forestali. A bordo delle unità da pesca si è provveduto a sessare i pesci, a fornirli di un contrassegno per l'identificazione successiva ed a prelevare le gonadi e la pinna anale; allo sbarco sono stati rilevati la misura di lunghezza, dall'apice della mandibola alla forca caudale (LJFL), ed il peso eviscerato. Gli individui, tutti catturati nella stagione riproduttiva, sono stati sottoposti a osservazione sulle condizioni riproduttive di cui si è riferito in altra sede (Orsi Relini *et al.*, 2003); ai fini della presente ricerca sono stati suddivisi in due sole categorie, riproduttori (R) e non riproduttori: nei primi l'ovario si presentava in piena o avanzata maturazione, nei secondi immaturo o in riposo.

Da ogni pinna anale è stato isolato il secondo raggio, che è stato quindi sezionato trasversalmente con l'utilizzo di una sega a bassa velocità Buehler ISOMET 11-1180, ottenendo sezioni dello spessore di 0,75 mm.

Le sezioni ottenute in prossimità del condilo (Ehrhardt, 1992; Tserpes e Tsimenides, 1995), sono state osservate con microscopio stereoscopico binoculare LEICA MS 5 in luce trasmessa, dotato di video camera LEICA DC100, interfacciata ad un

computer e l'analisi della bandeggiatura sulle varie sezioni è stata effettuata con l'utilizzo del software LEICA Qwin.

Oltre al semplice conteggio degli anelli annuali per la determinazione dell'età (Ehrhardt 1999; Tserpes e Tsimenides, 1995), effettuato sulla totalità del campione, sono stati misurati, per 48 esemplari (di un individuo si disponeva solo della pinna dorsale), i raggi di tali anelli dal *focus* lungo il diametro maggiore della sezione. Tali misure hanno consentito il retrocalcolo delle dimensioni lineari del pesce alle varie età (MacCrimmon, 1979; Antoine *et al.*, 1983; Berkeley e Houde, 1983; Francis, 1990), utilizzando l'equazione di Fraser-Lee (Lee, 1920) (Tab. 1). Prima di effettuare tale operazione si è calcolata la regressione lineare tra le misure totali dei raggi anali e le rispettive lunghezze dei pesci alla cattura, ottenendo la seguente equazione:
$y = 0{,}0215x + 68{,}425$ con $R^2 = 0{,}883$.

Tab. 1 - Equazione di Fraser-Lee e relativi parametri.
*The Frase-Lee function and its parameters.*

| $L_r = c + (L_c - c)*(S_i / S_c)$ | |
|---|---|
| $L_r$ | LJFL (cm) retrocalcolata |
| $L_c$ | LJFL (cm) alla cattura |
| $S_c$ | Raggio totale della sezione alla cattura (μ) |
| $S_i$ | Raggio dei singoli anelli di crescita annuali (μ) |
| c | Intercetta dell'equazione di regressione lineare tra le misure del raggio totale delle sezioni (μ) e le rispettive LJFL (cm) |

## Risultati

In Tab. 2 sono riportati i dati relativi alla totalità degli individui per i quali è stato possibile effettuare una dettagliata analisi sulle tracce di accrescimento: età osservata, il fatto che fossero o no riproduttori, lunghezze alla cattura e lunghezza media per classe di età. La determinazione dell'età di ogni individuo ha consentito di applicare il modello di crescita età-lunghezza secondo Von Bertalanffy (Fig. 1).

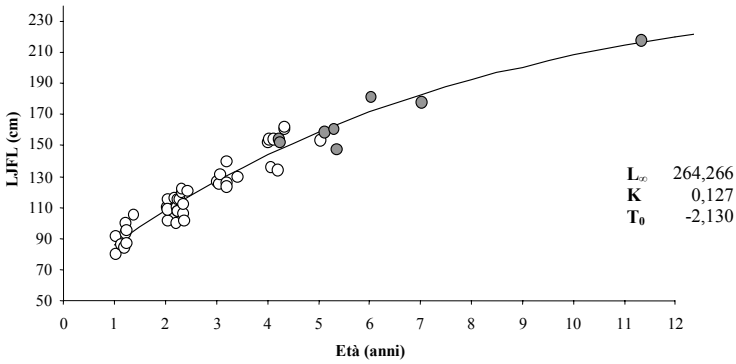



Fig. 1 - Curva di crescita del campione analizzato secondo il modello di Von Bertalanffy e relativi parametri. In grigio le femmine in riproduzione.
*Lengths at age of the sampled females (spawners in grey) and the derived Von Bertalanffy growth function.*

Tab. 2 - Età osservate e lunghezza alla cattura in cm (LJFL) di ogni individuo. Raggio totale della sezione e raggio a ciascun anello di crescita annuale in µm. Lunghezze retrocalcolate per ciascun anno di età, espresse come LJFL in cm. Nelle ultime tre righe sono riportati i tassi di crescita, cioè gli incrementi medi annuali del raggio di ogni singolo anello e gli incrementi medi annuali delle lunghezze, retrocalcolate e reali, per classe di età. Le femmine contrassegnate con R sono in riproduzione, le altre immature o in riposo.

*Age and lenght at catch in cm (LJFL) of the studied females. Total radius of the section of fin spine (on the right margin) and measures of the radius at each annual ring, with the corresponding retrocalculated LJFL of the fish. In the last three lines the growth rates are shown, in terms of mean annual increment of the radius (µm), mean annual increment of the retrocalculated LJFL (cm) and mean annual increment of the actual LJFL (cm).*

| età oss. | LJFL alla cattura | I anno raggio anello | I anno LJFL retr. | II anno raggio anello | II anno LJFL retr. | III anno raggio anello | III anno LJFL retr. | IV anno raggio anello | IV anno LJFL retr. | V anno raggio anello | V anno LJFL retr. | VI anno raggio anello | VI anno LJFL retr. | VII anno raggio anello | VII anno LJFL | raggio totale sezione |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **1** | **80** | 969 | 80 | | | | | | | | | | | | | 969 |
| **1** | **84** | 722 | 79 | | | | | | | | | | | | | 1056 |
| **1** | **86** | 949 | 79 | | | | | | | | | | | | | 1525 |
| **1** | **87** | 763 | 80 | | | | | | | | | | | | | 1245 |
| **1** | **92** | 746 | 84 | | | | | | | | | | | | | 1110 |
| **1** | **93** | 984 | 82 | | | | | | | | | | | | | 1730 |
| **1** | **95** | 1000 | 87 | | | | | | | | | | | | | 1407 |
| **1** | **100** | 1091 | 89 | | | | | | | | | | | | | 1636 |
| **1** | **105** | 1017 | 92 | | | | | | | | | | | | | 1559 |
| **2** | **100** | 765 | 81 | 1646 | 95 | | | | | | | | | | | 1930 |
| **2** | **102** | 868 | 91 | 1303 | 102 | | | | | | | | | | | 1303 |
| **2** | **102** | 881 | 82 | 1746 | 94 | | | | | | | | | | | 2254 |
| **2** | **106** | 780 | 84 | 1644 | 101 | | | | | | | | | | | 1881 |
| **2** | **108** | 953 | 93 | 1534 | 108 | | | | | | | | | | | 1534 |
| **2** | **108** | 705 | 83 | 1409 | 97 | | | | | | | | | | | 1969 |
| **2** | **109** | 858 | 87 | 1831 | 109 | | | | | | | | | | | 1831 |
| **2** | **110** | 1038 | 91 | 1943 | 110 | | | | | | | | | | | 1943 |
| **2** | **110** | 910 | 93 | 1433 | 107 | | | | | | | | | | | 1527 |
| **2** | **112** | 1123 | 87 | 2200 | 105 | | | | | | | | | | | 2592 |
| **2** | **115** | 883 | 94 | 1599 | 115 | | | | | | | | | | | 1599 |
| **2** | **115** | 847 | 86 | 1796 | 105 | | | | | | | | | | | 2271 |
| **2** | **115** | 780 | 90 | 1441 | 108 | | | | | | | | | | | 1712 |
| **2** | **116** | 644 | 84 | 1396 | 102 | | | | | | | | | | | 1978 |
| **2** | **120** | 1000 | 90 | 1983 | 111 | | | | | | | | | | | 2424 |
| **2** | **121** | 674 | 86 | 1347 | 103 | | | | | | | | | | | 2041 |
| **2** | **122** | 1271 | 99 | 1831 | 113 | | | | | | | | | | | 2220 |
| **3** | **123** | 1018 | 89 | 1949 | 107 | 2729 | 123 | | | | | | | | | 2729 |
| **3** | **125** | 918 | 89 | 2241 | 118 | 2549 | 125 | | | | | | | | | 2548 |
| **3** | **126** | 915 | 87 | 2238 | 113 | 2644 | 121 | | | | | | | | | 2882 |
| **3** | **127** | 933 | 90 | 1932 | 113 | 2542 | 127 | | | | | | | | | 2542 |
| **3** | **130** | 910 | 92 | 1525 | 109 | 2220 | 127 | | | | | | | | | 2343 |
| **3** | **131** | 999 | 93 | 1760 | 112 | 2509 | 131 | | | | | | | | | 2509 |
| **3** | **140** | 996 | 93 | 1862 | 114 | 2699 | 135 | | | | | | | | | 2923 |
| **4** | **134** | 763 | 82 | 1712 | 100 | 2492 | 114 | 3322 | 129 | | | | | | | 3576 |
| **4** | **136** | 864 | 86 | 1610 | 101 | 2576 | 120 | 2983 | 128 | | | | | | | 3356 |
| **4** | **152** | 1123 | 98 | 2035 | 122 | 2763 | 141 | 3018 | 148 | | | | | | | 3172 |
| **4** | **152,5** | 915 | 88 | 2034 | 112 | 3593 | 145 | 3950 | 153 | | | | | | | 3950 |
| **4 R** | **154** | 1315 | 95 | 2680 | 122 | 3431 | 137 | 4280 | 154 | | | | | | | 4280 |
| **4 R** | **154** | 949 | 85 | 2576 | 114 | 3441 | 130 | 4085 | 141 | | | | | | | 4814 |
| **4** | **154** | 1068 | 93 | 1577 | 105 | 2526 | 127 | 3289 | 145 | | | | | | | 3696 |
| **4** | **160** | 1026 | 91 | 2053 | 114 | 3184 | 139 | 3816 | 153 | | | | | | | 4131 |
| **4** | **162** | 1102 | 101 | 1830 | 122 | 2340 | 137 | 2731 | 149 | | | | | | | 3174 |
| **5 R** | **147,5** | 976 | 91 | 1943 | 112 | 2382 | 122 | 2948 | 135 | 3492 | 148 | | | | | 3492 |
| **5** | **153** | 1211 | 92 | 2133 | 111 | 2863 | 125 | 3774 | 143 | 4264 | 153 | | | | | 4264 |
| **5 R** | **159** | 949 | 89 | 1746 | 106 | 2898 | 131 | 3542 | 145 | 4203 | 159 | | | | | 4203 |
| **5 R** | **160** | 1068 | 95 | 1729 | 111 | 2881 | 139 | 3390 | 151 | 3746 | 160 | | | | | 3746 |
| **6 R** | **181** | 810 | 87 | 1719 | 107 | 3137 | 140 | 3972 | 158 | 4382 | 168 | 4966 | 181 | | | 4966 |
| **7 R** | **178** | 1017 | 89 | 1729 | 104 | 2424 | 118 | 3373 | 138 | 3973 | 150 | 4504 | 161 | 5305 | 178 | 5305 |
| **incr. medio raggio** | | | **874** | | **952** | | **733** | | **512** | | **725** | | **-** | | | |
| **Incr. medio LJFL retr.** | | | **20** | | **21** | | **15** | | **11** | | **15** | | **-** | | | |
| **Incr. medio LJFL reale** | | | **20** | | **18** | | **22** | | **4** | | **-** | | **-** | | | |
| | | | **I-II anno** | | **II-III anno** | | **III-IV anno** | | **IV-V anno** | | **V-VI anno** | | **VI-VII anno** | | | |

In Tab. 2 sono inoltre riportate le misure del raggio di ciascun anello di crescita annuale con i relativi incrementi medi e le lunghezze retrocalcolate per ciascun anno di età ottenute con il modello di Fraser-Lee.

## Conclusioni

Il presente campione di femmine in cui le osservazioni sulla crescita sono state accompagnate dal rilevamento delle condizioni maturative, per quanto limitato in numero, permette alcune interessanti considerazioni. Anzitutto è rilevante il fatto che le femmine riproduttrici siano 7 su 49, pari al 14,3% della frazione femminile dello stock pescato. La loro età minima è 4 anni; nel gruppo delle femmine di 4 anni e di 5 anni le femmine riproduttrici sono rispettivamente meno e più del 50% (tab. 1). Con uno studio specifico degli aspetti riproduttivi condotto su un campione adeguato di femmine del Mar Ligure (N = 1847) la taglia di maturazione L50 è risultata pari a 149 cm LJFL (Orsi Relini *et al.,* 2003), un valore che nella presente curva di Von Bertalanffy corrisponde alle età 4-5 anni.

Dall'analisi dei tassi di crescita riportati in Tab. 2, si nota come la crescita presenta oscillazioni individuali relativamente contenute, tenendo conto delle taglie e delle età in gioco. Inoltre, appare evidente una importante flessione negli incrementi annuali medi di crescita, tra il 4° e il 5° anno di età e quindi una ripresa: infatti il tasso, misurato sul raggio della pinna anale, risulta di 512 μm/anno mentre prima e dopo è di 733 e 725 μm rispettivamente.

Questa variazione si apprezza anche sul tracciato della curva di Von Bertalanffy (Fig. 1) dove i punti corrispondenti al ristretto gruppo di individui di 5 anni è interamente collocato al di sotto del tracciato che interpola i dati reali. Tale rallentamento medio nella crescita della popolazione femminile del pesce spada, a nostro parere si può considerare espressione del fatto che una parte considerevole di energia è assorbita dal processo maturativo.

### Bibliografia

ANTOINE L.M., MENDOZA J.T., CAYRE' P.M. (1983) - Progress of age and growth assessment of Atlantic skipjack tuna, *Euthynnus pelamis*, from dorsal fin ray. *Proceedings of the International Workshop on Age Determination of Oceanic Pelagic Fishes: Tunas, Billfishes, and Sharks* (Prince E.D. e Pulos L.M., eds), *NOAA Tech. Rep. NMFS* No. **8**: 91-97.

BERKELEY S.A., HOUDE E.D. (1983) - Age determination of broadbill swordfish, *Xiphias gladius*, from the Straits of Florida, using anal fin spine sections. In: Prince E.D. e Pulos L.M. (eds), *Proceedings of the International Workshop on Age Determination of Oceanic Pelagic Fishes: Tunas, Billfishes and Sharks. United States Department of Commerce, NOAA Tech. Rep. NMFS,* **8**: 137-144.

EHRHARDT N.M. (1992) - Age and growth of swordfish, *Xiphias gladius*, in the northwestern Atlantic. *Bull. Mar. Sci.,* **50** (2): 292-301.

EHRHARDT N.M. (1999) - Review of age and growth of swordfish, *Xiphias gladius*, using methods other than otoliths session. *Background paper presented at the Second International Pacific Swordfish Symposium. Kahuku, Hawaii, 3-6 March 1997.*

FRANCIS R.I.C.C. (1990) - Back-calculation of fish length: a critical review. *Jour. Fish Biol.,* **36**: 883-902.

LEE R.M. (1920) - A review of the methods of age and growth determination in fishes by means of scales. *Fishery Invest. Lond. Ser. 2,* **4** (2): 32 pp.

MacCRIMMON H.R. (1979) – Comparative annulus formations on anatomical structures of the white sucker, *Catostomus commersoni* (Lacépède). *Fish. Mgmt,* **10** (3): 123-128.

ORSI RELINI L., PALANDRI G., GARIBALDI F. (2003) – Reproductive parameters of the Mediterranean swordfish. *Biol. Mar. Medit.,* **10** (2): 210-222.

TSERPES G., TSIMENIDES N. (1995) - Determination of age and growth of swordfish, *Xiphias gladius* L., 1758, in the eastern Mediterranean using anal fins spines. *Fish. Bull*., **93**: 594-602.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 178-180

L. Rositani, C.A. Marano*, M. Martino*, A.M. Pastorelli

Lab. Prov. di Biologia Marina, Molo Pizzoli (Porto) - 70123 Bari, Italia.
*Università degli Studi, Dip. Produzione Animale, Bari, Italia.

# ACCRESCIMENTO IN AMBIENTE CONTROLLATO DI GIOVANI ESEMPLARI DI *CARETTA CARETTA* L.

# *THE GROWTH IN AQUARIUM OF YOUNG SPECIMENS OF* CARETTA CARETTA *L.*

***Abstract***

*Some live-stranded young specimens of the sea turtle* Caretta caretta *L. have been sheltered in the Marine Biology Laboratory of Bari. Two individuals were measured (carapace length and weight) at the beginning and at the end of the hospitalisation period. One other specimen was measured at regular intervals during the care period. Some information on early growth pattern as well as the length-weight relationship is reported.*

***Key-words:*** Caretta caretta*, growth, aquaria.*

## Introduzione

Il Laboratorio di Biologia Marina di Bari segue dall'inizio degli anni '80 le segnalazioni di tartarughe lungo la costa pugliese, pertanto dal 2001 il Laboratorio si è dotato, come previsto dalla legge, dei registri di detenzione esemplari CITES allegati A e B, rilasciati dal Corpo Forestale dello Stato. Dalla distribuzione delle frequenze di taglia degli oltre 400 esemplari che si è potuto misurare, si è rilevata un'alta percentuale di individui immaturi (Pastorelli *et al*., 1999). Dal 1996, in un tratto del litorale brindisino, vengono rinvenuti spiaggiati esemplari molto piccoli, vivi o morti, di *Caretta caretta* L.

Tra questi alcuni esemplari sono stati ospedalizzati presso le strutture del Laboratorio, per periodi di tempo variabili, prima della liberazione in natura e si è potuto pertanto seguirne l'accrescimento dimensionale e ponderale.

## Materiali e metodi

Gli esemplari di *C. caretta* sono stati ospedalizzati in acquari in cristallo di 100-150 litri di volume, dotati di filtro biologico meccanico e termostato; generalmente la temperatura è stata impostata tra 20 e 22 °C.

Sugli individui recuperati in seguito alle segnalazioni sono state effettuate misurazioni accurate relative ai parametri morfologici.

Le misurazioni effettuate sugli esemplari di *C. caretta* sono quelle relative alla lunghezza del carapace con calibro digitale. Inoltre è stato rilevato il peso mediante bilancia tecnica con precisione al decimo di grammo.

Nel primo periodo di degenza l'alimentazione è consistita prevalentemente in piccoli cefalopodi e bivalvi sgusciati freschi, più facilmente deglutibili, e, successivamente, in relazione al progressivo miglioramento delle condizioni di salute degli animali, si è passati alla somministrazione di pezzi di pesce fresco.

## Risultati

L'esemplare più piccolo misurava 6,8 cm di CL e 31 g di peso; rinvenuto vivo, ma in precarie condizioni di salute, è deceduto dopo 3 giorni.

Altre due tartarughe sono state ospedalizzate per un periodo rispettivamente di 110 e 139 giorni, con lunghezze al ricovero di 11 e 10 cm e pesi di 211 e 203 grammi, mentre al momento della liberazione misuravano 14 e 13 cm e 336 e 290 g di peso, con incrementi ponderali intorno al 30% e di lunghezza intorno al 20%.

Un altro esemplare con lunghezza di 7,7 cm e peso di 78 g al rinvenimento è stato ospitato per 199 giorni e sottoposto a frequenti misurazioni, che ci hanno permesso di studiare la sua crescita.

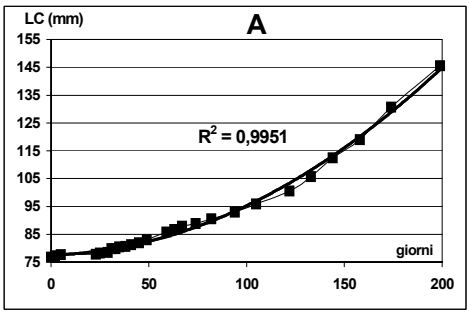
Sia l'accrescimento della lunghezza del carapace, che l'aumento ponderale vengono ben descritti da una polinomiale; ovviamente tali equazioni si adattano solo alla descrizione di accrescimenti in lunghezza e in peso di esemplari di piccola taglia.

Per quanto riguarda la lunghezza, l'equazione che descrive la curva (Fig. 1A) è la seguente:

$$y = 0{,}0016x^2 + 0{,}0166x + 77{,}568 \qquad R^2 = 0{,}9951$$

Per quanto concerne il peso, l'equazione che descrive la curva (Fig. 1B) è la seguente:

$$y = 0{,}013x^2 - 0{,}4233x + 86{,}722 \qquad R^2 = 0{,}9887$$



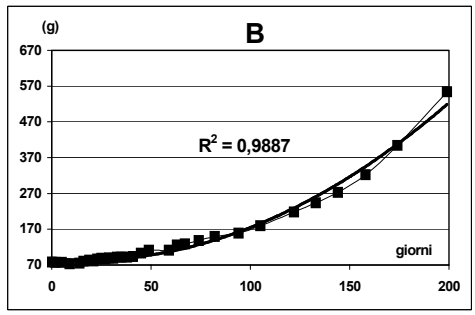




Fig. 1 - Incrementi della lunghezza del carapace (A) e del peso totale (B) in relazione al numero di giorni.
*Increase of carapace length (A) and total weight (B) during the hospitalization period.*

La relazione taglia-peso (Fig. 2) è descritta dalla seguente equazione:

$$y = 0{,}0001x^{3{,}1369} \qquad R^2 = 0{,}9874$$

Per questo esemplare l'incremento ponderale, considerato nel periodo di permanenza di 199 giorni, è stato di circa 85%, mentre l'incremento di lunghezza è stato di circa 45%.

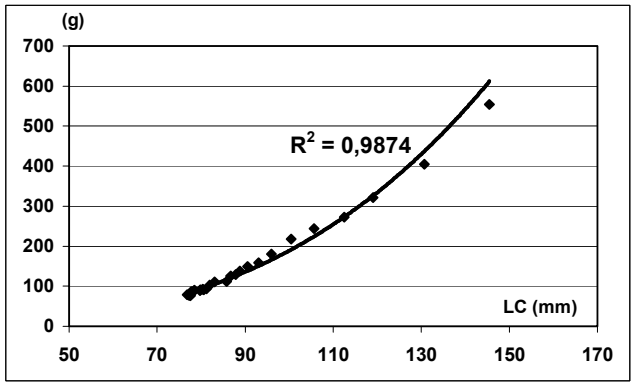



Fig. 2 - Relazione taglia-peso.
*Length-weight relationship.*

Tranne il primo esemplare, pervenuto in laboratorio visibilmente defedato e con scarsa reattività, tutti gli altri sono stati reimmessi in ambiente naturale all'interno dell'Area Marina Protetta di Torre Guaceto (BR).

## Conclusioni

L'esperienza effettuata sui giovani esemplari di *C. caretta* ha mostrato innanzi tutto che la cura e la permanenza di questi animali in ambiente controllato non comporta particolari problemi (né di tecniche, né di attrezzature, né di alimentazione) anche per periodi di tempo abbastanza lunghi. Si è potuto seguire l'accrescimento degli esemplari e verificare che esso è confrontabile con i dati rilevati in ambiente naturale (Bjorndal *et al.*, 2000), che riportano, per il primo anno di vita, un incremento in lunghezza di circa un centimetro al mese.

Inoltre il rinvenimento di più esemplari, in anni diversi, le cui dimensioni sono riconducibili a quelle di individui aventi pochi mesi di vita, lascia dubbi circa le possibilità di spostamento autonomo dalle "classiche" e più vicine aree di deposizione (Grecia e Calabria), ma può far supporre la presenza di siti di nidificazione non ancora identificati, localizzati nell'Adriatico Meridionale o potrebbe confermare l'esistenza e la ciclica utilizzazione di luoghi di ovodeposizione, già segnalati nel 1994 lungo il litorale adriatico pugliese (Basso, 1996).

### Bibliografia

BASSO R. (1996) - Primi documentati casi di schiusa sul litorale del Mare Adriatico di tartaruga comune (*Caretta caretta*) con l'ausilio di unità cinofile. *Atti del Convegno "La fauna degli Iblei"*. Noto. Ente Fauna Siciliana: 153-157.

BJORNDAL K., BOLTEN A., MARTINS A.B. (2000) - Somatic growth model of juvenile loggerhead sea turtles *Caretta caretta*: duration of pelagic stage. *Marine Ecology Progress Series,* **202**: 265-272.

PASTORELLI A.M., ROSITANI L., VLORA A., ZIZZO N. (1999) - Segnalazioni di tartarughe lungo le coste pugliesi nel periodo 1978-1998: caratteristiche morfometriche. *Riv. Idrobiol.*, **38** (1/2/3): 129-139.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 181-184

A. Sabatini, A.A. Pendugiu, P. Pesci, W. Sirigu, M.C. Follesa

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Viale Poetto, 1 – 09126 Cagliari, Italia.

# DEFINIZIONE DELLE COORTI D'ETÀ IN PICCOLI CAMPIONI ATTRAVERSO L'ANALISI MULTIVARIATA: L'ESEMPIO DELLO ZERRO (*SPICARA SMARIS*)

## *DEFINITION IN SMALL SAMPLES OF AGE COHORTS USING MULTIVARIATE ANALYSIS: THE CASE OF PICAREL (*SPICARA SMARIS*)*

***Abstract***

*Multivariate analyses allowed to determine the minimum sample size and the variables for a cohort deconvolution with reduced number of individuals. The analyses have been carried out on biometric data of* Spicara smaris. *We found that at least 50 records for the picarel are needed. The most suitable variables are total and anal lenght.*

***Key-words:*** *multivariate analysis, growth, cohorts,* Spicara smaris.

## Introduzione

L'uso di metodi di analisi multivariata ha ormai assunto notevole importanza in campo biologico. La possibilità di elaborare più variabili contemporaneamente consente di migliorare la stima ed ottenere risultati più attendibili di quelli, talora poco chiari, analizzati in una sola dimensione (Sabatini *et al.*, 2002).

L'analisi delle coorti di una popolazione attraverso la scomposizione di distribuzioni di frequenza delle lunghezze è in genere attuata con metodologie univariate e richiede un campione numeroso per poter validare il risultato.

In questo lavoro è stata effettuata la scomposizione in coorti utilizzando l'algoritmo EM (Dempster *et al*., 1977) implementato in MULTIMIX (Murray e Hunt, 1999), che consente di utilizzare più variabili contemporaneamente. Come caso studio, tale analisi è stata effettuata con dati relativi allo zerro, *Spicara smaris* (Linnaeus, 1758), al fine di definire, per questa specie, le variabili (biometrie) più adatte e quantificare il numero minimo di dati necessari per una corretta scomposizione del campione in gruppi d'età, proponendo così una metodica applicabile anche ad altre specie.

## Materiali e metodi

Il materiale biologico utilizzato è stato pescato nei mari circostanti la Sardegna nel mese di marzo 2002 per un totale di 153 zerri. Durante il campionamento è stato rilevato un insieme di variabili biologiche.

L'analisi delle correlazioni parziali (Zar, 1999) ha permesso di individuare le variabili più adatte alla scomposizione in coorti. La Lunghezza Totale (LT) è stata considerata variabile irrinunciabile nell'analisi, essendo tipicamente usata nelle scomposizioni in coorti con metodologie univariate.

Allo scopo di individuare le dimensioni minime del campione necessarie per una corretta scomposizione, sono state fatte delle progressive riduzioni random del campione totale (del 75, 50, 35 e 25). Ogni riduzione è stata ripetuta tre volte, in modo

da minimizzare gli errori, ottenendo così dei campioni di dimensione ridotta da analizzare. Le distribuzioni dei campioni ridotti sono state confrontate con la distribuzione totale con il test di Kolmogorov-Smirnov per valutare l'efficienza della randomizzazione ($\alpha < 0,05$).

Si è quindi proceduto alla scomposizione in coorti mediante MULTIMIX che, per ogni serie di dati analizzata, fornisce come output i valori medi, le varianze e le proporzioni di ciascuna coorte di età. Per ogni distribuzione è stata effettuata la scomposizione utilizzando la variabile LT, e ogni possibile associazione tra queste e le altre cinque variabili scelte. Il numero di coorti da cercare (3) è stato fissato tenendo conto del periodo di campionamento e del tipo di accrescimento della specie studiata. MULTIMIX inoltre attribuisce ciascun individuo ad una delle 3 coorti. Prendendo quindi come termine di riferimento le assegnazioni ottenute nel campione totale con la variabile LT, è stato effettuato il confronto calcolando la percentuale di "misclassification" ossia di individui assegnati erroneamente ed indicando come "non eseguibile" (NE) la mancata individuazione delle tre coorti.

Per valutare l'efficacia di MULTIMIX nel lavorare con un ridotto numero di dati, i risultati della scomposizione per i campioni minimi e per quello totale sono stati confrontati con i risultati ottenuti con il metodo di Bhattacharya, contenuto nel pacchetto Fisat (Gayanilo *et al.*, 1996).

## Risultati

L'analisi delle correlazioni parziali individua LS (Lunghezza Standard), LA (Lunghezza all'Ano), LF (Lunghezza alla Forca) ed LTE (Lunghezza della Testa) ($R^2 = 0,992$) come variabili correlate con LT.

Le scomposizioni dei campioni iniziali (100%) per lo zerro (N = 153) rispetto alla variabile LT hanno permesso di quantificare numericamente le 3 coorti stabilite (Tab. 1).

Tab. 1 - Proporzione, lunghezza media e varianza di riferimento ottenuti dalla scomposizione delle coorti con MULTIMIX (100% del campione).

*Proportion, average lenght and variance obtained from the MULTIMIX cohort deconvolution (entire sample).*

| Variabile | N dati | Proporzione | | | Media | | | Varianza | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | I | II | III | I | II | III | I | II | III |
| LT | 153 | 0,269 | 0,553 | 0,178 | 10,08 | 13,39 | 16,75 | 0,221 | 0,733 | 0,66 |

I valori medi individuati nelle scomposizioni sono coincidenti con quelli attesi dalle curve di crescita di *S. smaris* (femmine: $L_\infty = 18,56$, $K = 0,745$, $t_0 = -0,027$; maschi: $L_\infty = 22,75$, $K = 0,83$, $t_0 = -1$; Sabatini *et al.*, dati non pubblicati) integrate tramite il metodo Average Lenght (Tsangridis e Filipposous, 1994). Nel campione totale, le assegnazioni alle 3 coorti sono risultate identiche sia dalle analisi multivariate che dall'analisi. Il confronto tra le distribuzioni dei campioni ridotti in modo random, effettuata con il test di Kolmogorov-Smirnov, non ha mostrato differenze significative ($P >> 0,05$).

Dai confronti con i campioni ridotti risulta che le differenze più marcate sono a carico dei campioni con la riduzione al 25% circa (38 individui), per i quali non

è sempre stato possibile individuare le tre coorti prestabilite. Tale campione risulta quindi troppo esiguo per effettuare le analisi. Le restanti riduzioni permettono di individuare nei parametri LT-LA la migliore associazione tra le variabili in esame, non mostrando errori di attribuzione, con campioni numericamente superiori a 50 individui (Tab. 2).

Tab. 2 - Percentuale di errore nell'attribuzione degli individui alle coorti in *Spicara smaris* (NE=non eseguibile).
*Percentage of misclassification on cohorts individual attribution in* Spicara smaris *(NE=not executable).*

| | | | Randomizzazioni | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | 100% (N=153) | 75% (N=115) | | | 50% (N=77) | | | 35% (N=54) | | | 25% (N=38) | | |
| | | | 1 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 |
| Variabili | LT | Rif. | 0,9 | 0,0 | 3,5 | 0,0 | 0,0 | 3,9 | 0,0 | 1,9 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 2,6 |
| | LT-LF | 5,2 | 2,6 | 0,0 | 4,3 | 0,0 | 1,3 | 5,2 | 0,0 | 1,9 | 1,9 | 2,6 | 2,6 | 2,6 |
| | LT-LS | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 3,5 | 0,0 | 1,3 | 3,9 | 1,9 | 1,9 | 1,9 | 0,0 | 2,6 | 2,6 |
| | **LT-LA** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | 0,0 | 5,3 | 2,6 |
| | LT-LTE | 1,3 | 2,6 | 1,7 | 4,3 | 2,6 | 1,3 | 0,0 | 1,9 | 3,7 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 2,6 |
| | LT-LF-LS | 3,9 | 3,5 | 0,0 | 2,6 | 10,4 | 2,6 | 3,9 | 1,9 | 0,0 | 3,7 | 2,6 | 0,0 | NE |
| | LT-LF-LA | 2,0 | 7,0 | 0,0 | 0,9 | 0,0 | 3,9 | 1,3 | 0,0 | 1,9 | 1,9 | 2,6 | 0,0 | 2,6 |
| | LT-LF-LTE | 5,2 | 5,2 | 1,7 | 4,3 | 3,9 | 26,0 | 0,0 | 1,9 | 9,3 | 0,0 | 0,0 | 2,6 | 2,6 |
| | LT-LS-LA | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1,3 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1,9 | 0,0 | 5,3 | 0,0 |
| | LT-LS-LTE | 1,3 | 2,6 | 0,9 | 4,3 | 1,3 | 13,0 | 3,9 | 3,7 | 9,3 | 0,0 | 0,0 | 2,6 | 2,6 |
| | LT-LA-LTE | 0,7 | 1,7 | 0,9 | 2,6 | 1,3 | 0,0 | 0,0 | 1,9 | 7,4 | 0,0 | 0,0 | 5,3 | 2,6 |
| | LT-LF-LS-LA | 2,0 | 0,0 | 0,0 | 0,9 | 1,3 | 2,6 | 1,3 | 0,0 | 0,0 | 1,9 | 2,6 | 2,6 | NE |
| | LT-LF-LS-LTE | 3,3 | 5,2 | 1,7 | 5,2 | 1,3 | 5,2 | 3,9 | 1,9 | 3,7 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | NE |
| | LT-LF-LA-LTE | 2,0 | 5,2 | 0,9 | 1,7 | 2,6 | 26,0 | 0,0 | 1,9 | 7,4 | 11,1 | 0,0 | 5,3 | NE |
| | LT-LS-LA-LTE | 0,7 | 2,6 | 0,9 | 0,9 | 3,9 | 24,7 | 0,0 | 1,9 | 9,3 | 0,0 | 0,0 | 5,3 | NE |
| | LT-LF-LS-LA-LTE | 2,6 | 2,6 | 3,5 | 2,6 | 3,9 | 24,7 | 1,3 | 1,9 | 1,9 | 0,0 | 0,0 | 2,6 | NE |

Le scomposizioni delle coorti del campione totale (100%) e di quello minimo individuato (35%) sono state effettuate anche con la metodologia di Bhattacharya (1967). I risultati ottenuti con i campioni totali dei dati mostrano una certa percentuale di errore (Tab. 3) dovuta sostanzialmente alla mancanza di attribuzione di una frazione degli individui ad una delle coorti. Inoltre, con la seconda riduzione al 35% tale metodica non è stata in grado di scomporre le coorti d'età ricercate.

Tab. 3 - Percentuali di errore nell'attribuzione degli individui con il metodo di Bhattacharya (NE=non eseguibile).
*Percentage of misclassification on individual attribution using Bhattacharya's method (NE=not executable).*

| Variabile | Tot | 35% | | |
|---|---|---|---|---|
| | N=153 | N=54 | N=54 | N=54 |
| LT | 43,1 | 29,6 | NE | 31,5 |

## Conclusioni

L'uso combinato dell'analisi delle correlazioni parziali e dell'analisi multivariata ha consentito di individuare sia le variabili più idonee che la numerosità campionaria minima per ottenere una corretta scomposizione in gruppi d'età.

Le variabili più adatte per lo zerro sono risultate LT e LA. Dall'analisi effettuata con tali variabili è emerso che, per una corretta definizione delle coorti di *S. smaris*, sono necessari circa 50 esemplari. Con questa consistenza la metodologia di Batthacharya, quale metodica univariata maggiormente utilizzata nella scomposizione in coorti, non è risultata efficiente, mostrandosi inadeguata soprattutto nel distinguere le coorti meno consistenti numericamente.

Al di là del risultato, l'analisi preliminare di una popolazione con tali metodi consente di individuare sia le variabili più idonee che il numero minimo di dati da rilevare per effettuare la scomposizione in gruppi d'età. In particolare questo approccio, con l'uso dell'algoritmo EM contenuto in MULTIMIX, che può analizzare più variabili, consente di ottenere risultati attendibili soprattutto nei casi in cui si abbiano a disposizione campioni numericamente ridotti, che a volte possono essere particolarmente costosi e difficilmente reperibili.

### Bibliografia

DEMPSTER A.P., LAIRD N.M., RUBIN D.B. (1977) – Maximum likelihood from incomplete data via EM algorithm. *J. R. Stat. Soc.*, ser. B, **39**: 1-38.

GAYANILO F.C., SPARRE D., PAULY D. (1996) – *FISAT: FAO-ICLARM Stock Assessment Tools. User's manual. ICLARM FAO*: 126 pp.

MURRAY J., HUNT L.A. (1999) – Mixture model clustering using the MULTIMIX program. *N. Z. J. Stat.,* **41**: 153-172.

SABATINI A., ADDIS P., FOLLESA M.C., MISSO P., PESCI P., CAU A. (2002) – Proposta di una nuova procedura per l'identificazione delle coorti di una popolazione. *Biol. Mar. Medit.,* **9** (1): 884-888.

TSANGRIDIS A., FILIPPOSOUS N. (1994) – Analysis of two models for picarel (*Spicara smaris* L.) growth using Schnute's micro-simplex nonlinear estimation procedure. *Fish. Res.,* **20**: 181-189.

ZAR J.H. (1999) – *Biostatistical analysis*. Prentice Hall International, New Jersey: 663 pp.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 185-192

R. Sandulli

Dipartimento di Zoologia, Università di Bari, Via Orabona, 4 – 70125 Bari, Italia.

# IL RUOLO DEGLI INDICATORI BIOLOGICI NELLA VALUTAZIONE DELLO STATO DELL'AMBIENTE MARINO

## *THE ROLE OF BIOLOGICAL INDICATORS IN THE EVALUATION OF MARINE ENVIRONMENTAL STATUS*

***Abstract***

*Biological indicators represent an extremely powerful tool gathering valuable information on the environmental status and pollutants distribution. The aim of the present work is to describe the main role and application of bioindicators in marine environmental impact assessment. The most promising indicators in Mediterranean coastal areas, from the molecular to the individual level, from the populations to the communities, are critically discussed.*

***Key-words***: *ecosystem disturbance, indicator species, monitoring, water quality.*

## Introduzione

Sulla validità degli *indicatori biologici* nella valutazione dello stato ambientale, il mondo scientifico dibatte sin dagli inizi del secolo scorso e a tutt'oggi si può affermare che si è ben lontani dall'aver raggiunto una posizione univoca, benchè generale. Il concetto stesso di "indicatore" è suscettibile di diverse interpretazioni ed è spesso motivo di aspre discussioni. Tuttavia, la trattazione approfondita di questo vasto argomento non rappresenta lo scopo di questa breve introduzione ai lavori della sessione "Passato e Futuro degli Indicatori Biologici"; mi limiterò pertanto ad accennare qualche concetto generale riguardante gli indicatori e a descriverne alcuni che, in base a studi recenti, potrebbero avere una certa potenzialità in ambiente mediterraneo.

Le normali funzioni di un'ecosistema sono definibili solo in maniera comparativa, paragonando il sistema oggetto di studio con le condizioni *a priori* o con appropriate aree di controllo. In questo senso, la definizione di stato di salute di un dato ambiente risulta strettamente specifica e quindi valida solo per quel particolare ambiente. Tuttavia, l'impiego di bioindicatori appropriati potrebbe aiutare ad evidenziare un eventuale cambiamento del sistema ecologico. Inoltre, con l'introduzione delle recenti normative nazionali (D.L. n. 152/1999 e D.L. n. 258/2000) ed europee (Direttiva CE 2000/60) si pone grande attenzione nella definizione dello stato di qualità delle acque e dei sedimenti non più solo agli aspetti chimico-fisici, ma anche alle componenti biocenotiche presenti. In particolare, la Comunità Europea promuove l'elaborazione di un programma di monitoraggio sia chimico-fisico sia biologico. In tale contesto, la scelta e l'utilizzo di bioindicatori appropriati può rappresentare un ottimo strumento di valutazione.

Gli organismi sono sottoposti a molteplici impatti, pertanto è necessario effettuare misure multiple del loro stato di salute, a tutti i livelli, in modo tale da poter identificare e distinguere gli eventuali affetti antropici da quelli causati da stress naturali (Fig. 1).

Delle varie definizioni di bioindicatore una delle più complete è quella formulata

da Blandin (1986): "L'indicatore biologico è un organismo (o una parte di esso) o un gruppo di organismi (popolazioni, comunità) che con una risposta a livello biochimico, citologico, fisiologico o ecologico permette di caratterizzare, in modo pratico e sicuro, lo stato di un ecosistema o di un ecocomplesso (insieme localizzato di ecosistemi interdipendenti, modellati da una storia ecologica comune) e di evidenziarne, il più precocemente possibile, le probabili alterazioni" (Fig. 2).

Naturalmente, un buon indicatore deve possedere alcune caratteristiche che ne semplifichino l'applicazione: la facilità di reperibilità ed impiego, l'affidabilità, un elevato potere discriminante e la possibilità di utilizzo in ampie aree geografiche. Ciò implica l'adozione di metodologie di campionamento standardizzate e la scelta di organismi facilmente identificabili senza l'aiuto di esperti tassonomi. L'affidabilità è fondamentale: un bioindicatore dovrebbe essere in grado di fornire lo stesso tipo di risposta quando si confrontano situazioni identiche nello spazio e nel tempo. Altrettanto importante è inoltre definire l'area geografica in cui un bioindicatore è realmente affidabile.

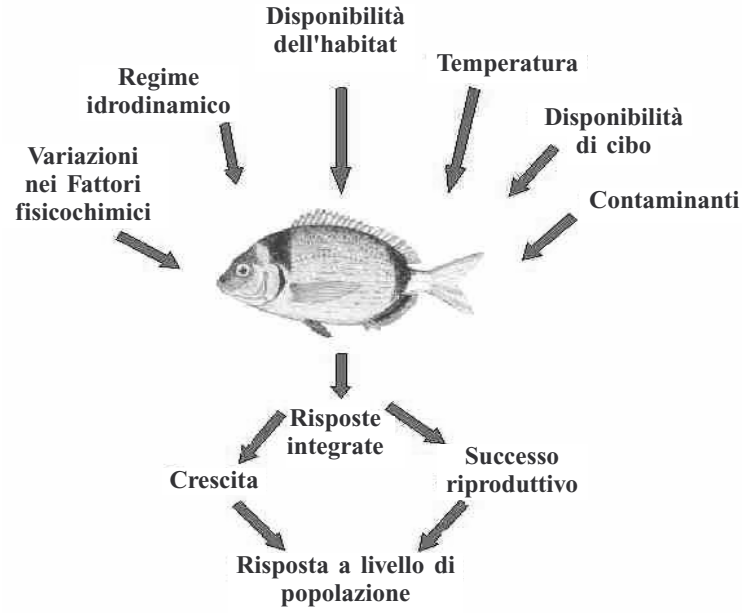



Fig. 1 - Impatti ed effetti naturali e antropici.
*Impacts and natural or anthropogenic effects.*

## Quali indicatori?

Negli ultimi anni sono stati utilizzati diversi parametri biologici per valutare la qualità delle acque marine costiere (e.g. Pearson e Rosenberg, 1978; Raffaelli e Mason, 1981; Blandin, 1986; Warwick, 1986; Bilyard, 1987; Dauer, 1993; Grall e Glemarec, 1997). Tra le varie componenti testate, le comunità bentoniche marine in generale

sono state considerate i più efficaci "indicatori", soprattutto nella zona costiera. Sono costituite da organismi fissi o poco mobili, con cicli vitali relativamente lunghi, la cui distribuzione è strettamente e inscindibilmente correlata alle principali componenti chimico-fisiche ambientali. Inoltre, i disturbi di origine antropica in ambiente marino costiero hanno quasi sempre conseguenze dirette o indirette sull'ambiente bentonico; si pensi ad interventi di disturbo fisico, quali dragaggi, costruzioni marine o navigazione, a episodi di inquinamento delle acque, ad esempio l'eccessivo arricchimento organico (Rinaldi *et al.*, 1992) oppure gli sversamenti di petrolio (Laubier, 1991).

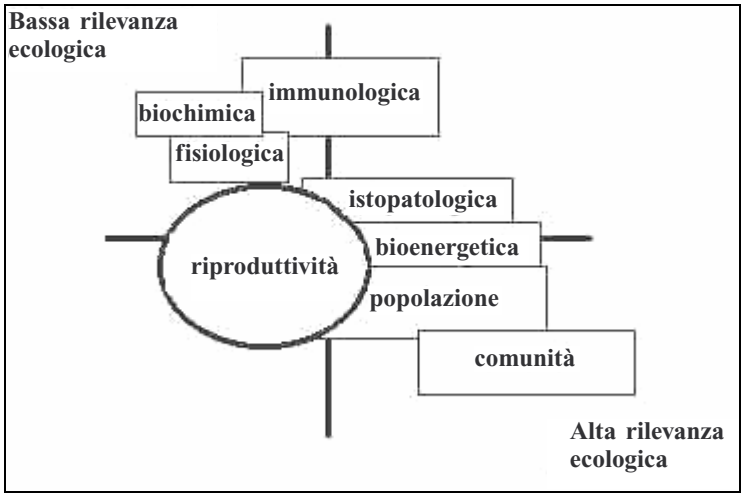



Fig. 2 - Bioindicatore: risposta biochimica, biomolecolare o fisiologica indotta da una variazione antropica, con conseguenze biologiche a uno o più livelli di organizzazione biologica.
*Bioindicator: biochemical, biomolecular, and physiological response induced by anthropogenic changes, generating biological effects at one or more levels of biological organization.*

Anche tra le comunità planctoniche e soprattutto tra i parametri che descrivono i flussi di energia nelle acque costiere, si possono rinvenire alcuni possibili "indici". Ad esempio, tra quest'ultimi, l'Indice *TRIX* o *TRophic IndeX* (Vollenweider *et al.*, 1998), basato su criteri che definiscono lo stato trofico attuale (D.Lgs 152/99 - Allegato n. 1 - punto 5.3) potrebbe permettere di fissare gli obiettivi di qualità per i corpi idrici marino-costieri. Tuttavia, l'applicazione di questo criterio comporta il ricorso a metodologie statistiche di elaborazione dei dati relativamente complesse e la validità spaziale di tale indice non è da molti accettata.

L'auspicio all'impiego di indicatori e di indici biotici presente nella recente legislazione in materia di acque, risulta tuttavia abbastanza vago e non fornisce indicazioni precise per il raggiungimento degli obiettivi proposti: da qui nasce l'esigenza di sviluppare nuovi indicatori e/o di selezionare tra quelli già noti i più affidabili nel tempo e nello spazio.

Anche per le acque mediterranee, un classico approccio al tema dei bioindicatori, ha riguardato l'individuazione di "specie indicatrici" e "sentinella" (Harmelin *et*

*al*., 1995; Boudouresque, 1996; Feral, 1999), che possono avere una valenza positiva o negativa in funzione della loro presenza, assenza e abbondanza nell'ambiente in esame (Tab. 1).

Tab. 1 - Alcune specie indicatrici e sentinella nel Mediterraneo (modificato da Feral, 1999).
*Some Indicator and Sentinel Species in Mediterranean Sea (modified from Feral, 1999).*

| | | |
|---|---|---|
| **Ulvophyceae** | *Ulva spp*<br>*Enteromorpha spp* | Inquinamento organico (sentinella positiva) |
| **Fucophyceae** | *Cystoseira amentacea var. stricta*<br>*Cystoseira mediterranea* | Aree esposte (indicatore)<br>Inquinamento generico (sentinella negativa) |
| **Rhodophyceae** | *Lithophyllum lichenoides* | Livello medio del mare (indicatore) |
| **Magnoliophyceae** | *Posidonia oceanica*<br>*Cymodocea nodosa* | Inquinamento (sentinella negativa)<br>Inquinamento (sentinella positiva) |
| **Crustacea Cladocera** | *Evadne spinifera*<br>*Evadne tergestina* | Inquinamento (sentinella negativa)<br>Inquinamento (sentinella positiva) |
| **Mollusca** | *Philine catena*<br>*Philine scabra*<br>*Patella spp*<br>*Mytilus galloprovincialis* | Silting (indicatore)<br>Silting (sentinella negativa)<br>Frequentazione umana (indicatore)<br>Inquinamento organico (sentinella positiva) |
| **Annelida Polychaeta** | *Platynereis dumerilii*<br><br>*Capitella capitata*<br><br>*Theostoma oerstedi*<br>*Cìrratulus cirratus*<br>*Dodecaceria concharum*<br>*Dorvillea rudolphii*<br>*Cirriformia tentaculata*<br>*Amphiglena mediterranea* | Moderato idrodinamismo (indicatore)<br>Inquinamento (sentinella positiva)<br>Pesante inquinamento organico sedimenti (indicatore)<br>Inquinamento organico (sentinella positiva)<br>Inquinamento generico (sentinella positiva)<br>Inquinamento generico (sentinella positiva)<br>Inquinamento generico (sentinella positiva)<br>Inquinamento generico (sentinella positiva)<br>Inquinamento generico (sentinella positiva)<br>Acque incontaminate (sentinella positiva) |
| **Echinodermata** | *Centrostephanus longispinus* | Riscaldamento (indicatore) |
| **Cephalochordata** | *Branchiostoma lanceolatum* | Correnti di fondo (indicatore)<br>Inquinamento (sentinella negativa) |
| **Osteichthyes** | *Coris julis*<br>*Serranus cabrilla*<br>*Epinephelus marginatus*<br>*Thalassoma pavo* | Pressione di pesca (indicatore)<br>Pressione di pesca (indicatore)<br>Cambiamenti climatici nel bacino W (indicatore)<br>Cambiamenti climatici nel bacino W (indicatore) |

Un'altra possibilità consiste nel considerare i cosiddetti "indici biologici". In campo marino il loro uso non è comune come nelle acque dolci (ad es. TBI, EBI), tuttavia negli ultimi anni si sta registrando un crescente interesse. Sono essenzialmente basati sulla distribuzione di specie bentoniche e si possono suddividere in quattro categorie (Occhipinti Ambrogi e Forni, 2003):

1. indici basati sul ruolo indicatore di singole specie o gruppi di specie; considerano la presenza e l'abbondanza di specie e taxa caratteristici di particolari condizioni

ecologiche (ad es., Indice de Pollution Polychètes, Bellan, 1980; Infaunal trophic Index, Word 1980; Rapporto *Jassa/Hyale*, Bellan-Santini, 1981; Rapporto Nematodi/Copepodi, Raffaelli e Mason, 1981, Sandulli e de Nicola, 1991; Rapporto Rhodophyceae/Phaeophyceae, Cormaci *et al.,* 1985; Rapporto *Posidonia oceanica*/*Cymodocea nodosa*, Bianchi e Peirano, 1995; Macrofauna Monitoring Index, Roberts *et al*., 1998; Biotic Coefficient, Borja *et al*., 2000; Benthic Response Index, Smith *et al*., 2001);

2. indici a livello di comunità, basati sulle loro caratteristiche strutturali (Curve SAB, Pearson and Rosenberg, 1978; Curve log-normali, Gray e Mirza, 1979; Abundance Biomass Comparison, Warwick, 1986);
3. indici multimetrici, che integrano dati relativi alle caratteristiche della comunità bentonica con la presenza di taxa indicatori (Benthic Index, Engle *et al*., 1994; Benthic Index of Biotic Integrity, Weisberg *et al*., 1997);
4. indici integrati, che combinano le risposte di più variabili ambientali. Prendono in considerazione gli organismi animali o vegetali e anche le caratteristiche chimico-fisiche dell'ecosistema indagato (Sediment Quality Triad, Long e Chapman, 1985; Index of Ecosystem Integrity, Jordan e Vaas, 2000; Ecofunctional Quality Index, Fano *et al*., 2003).

Non va poi sottovalutata la potenzialità dei *Biomarkers* (Fossi, 2001) molecolari, cellulari, istologici, morfologici e fisiologici, che a causa della loro elevata sensibilità potrebbero rappresentare dei segnali premonitori di ben più gravi conseguenze ecologiche (Tab. 2). I *biomarkers* consistono, quindi, in variazioni indotte da uno o più contaminanti, che possono essere evidenziate e misurate in un sistema biologico; il biomarker sta al bioindicatore come la risposta sta all'organismo (Bianchi e Morri, 2003).

Tab. 2 - Alcuni biomarkers comunemente impiegati in ambiente mediterraneo.
*Commonly used biomarkers in Mediterranean Sea.*

| TAXON | BIOMARKER | PARAMETRI |
|---|---|---|
| *Posidonia oceanica* | Densità dei ciuffi | Torbidità |
| Gasteropoda | Imposex | Stagno tributile (TBT) |
| *Mullus barbatus* | EROD (etossiresorufina-O-dietilasi) | IPA, PCB |
| *Serranus hepatus*<br>*Serranus cabrilla*<br>*Serranus cabrilla* | EROD<br>Inibizione AchE (Acetilcolinesterasi)<br>GST (glutation-S-transferasi) | IPA, PCB<br>Insetticidi organofosforati e carbammati |
| Vari | Metallotioneine | Metalli pesanti |

Anche i test letali e subletali stanno gradualmente affermandosi come validi indicatori biologici (Volpi Ghirardini e Pellegrini, 2001). Tra le specie più comunemente impiegate in Mediterraneo per i test letali, possiamo ricordare la spigola (*Dicentrarchus labrax*) per la valutazione di sostanze chimiche in genere ($LC_{50}$ in 24h), gli anellidi *Hediste diversicolor* e *Scolelepis fuliginosa* per valutare la tossicità di detergenti ionici e non ionici, l'anfipode *Corophium orientale* e l'echinoide *Paracentrotus lividus* (mortalità larvale). Per i test subletali, gli echinoidi *P. lividus* e *Sphaerechinus granularis* sono tra i più utilizzati sia nel test di fecondazione (composti clorurati e

metalli), al posto della specie atlantica *Arbacia punctulata*, o nel Righting test (Test di rovesciamento).

Gli organismi bioaccumulatori, di solito ottimi indicatori, tendono ad assimilare e ad accumulare nel proprio corpo concentrazioni di diversi contaminanti in quantità generalmente superiori a quelle del background ambientale in cui vivono. Tra questi, la specie mediterranea più rilevante è senza dubbio il mitilo (*Mytilus galloprovincialis*), che viene generalmente impiegata nei programmi di "mussel watch" per valutare l'accumulo di metalli pesanti e IPA, anche se, nelle popolazioni mediterranee, si sono osservati fattori di concentrazione intraspecifici molto variabili (Féral, 1999).

## Considerazioni conclusive

E' opportuno sottolineare alcune considerazioni in merito soprattutto alla valenza delle specie indicatrici. L'idea stessa di specie indicatrice ha una connotazione di taglio "deterministico" né ben compresa né ben documentata. Le modificazioni indotte da interferenze naturali o da disturbo antropico, infatti, sono tali da non consentire una chiara correlazione tra le diversità delle varie specie presenti e la specie indicatrice. Per il futuro, sarà quindi necessario tenere in dovuto conto i processi ecologici associati se si vuole tentare di generare principi teorici che spieghino quando e come dovrebbe esistere una correlazione nella diversità e gerarchia dei taxa.

Inoltre, le specie indicatrici sono presenti anche quando l'ambiente non è contaminato. Una semplice presenza/assenza, pertanto, non può e non deve essere considerata indicativa.

Alcune specie indicatrici sono in realtà complessi di specie (ad es. sibling species di *Capitella capitata*) o possono esservi popolazioni allopatriche con diversa fisiologia (ad es. popolazioni di *M. galloprovincialis*); diventano quindi necessari esercizi di calibrazione locale, di standardizzazione di protocolli e di intercalibrazione.

A tutt'oggi si può affermare che per il Mediterraneo non esiste ancora un vero e proprio indicatore di riferimento definito. Di conseguenza, non ci si può ancora avvalere di un piano di campionamento standardizzato nè a dimensioni attendibili delle scale spazio-temporali. Il tutto è poi ulteriormente aggravato dalle diverse (e spesso insufficienti) capacità tassonomiche presenti.

Alla luce di quanto detto, e soprattutto in considerazione dell'estrema eterogeneità eco- e biogeografica del Mediterraneo, si ritiene necessaria la scelta di opportuni indici *integrati* o di adeguate *griglie multi-indicatrici*, in accordo a quanto suggerito da alcuni, composte da diversi indicatori che possano essere applicate in funzione dell'area di studio, e che insieme possano dare un'idea più realistica dell'ambiente in esame (Volpi Ghirardini e Pellegrini, 2001; Pellegrini *et al*., 2001).

Infine, un più corretto utilizzo dei bioindicatori non dovrà assolutamente prescindere da un'attenta valutazione della biodiversità locale che fornisce preziose informazioni sulla salute dell'ambiente e sul funzionamento di un ecosistema.

**Summary**

On the use of biological indicators in the evaluation of marine environmental status, the scientific world has been debating for decades. The very same concept of indicators is still open to several interpretations. On the other hand, biological indicators might represent an extremely valid tool for studying the effects of pollution on the ecosystem.

This paper aims at describing the main role and application of marine bioindicators with particular reference to the Mediterranean area. The most promising indicators in Mediterranean coastal waters, from

the molecular to the individual level, from the populations to the communities, are critically analyzed and discussed.

In conclusion, due to the extreme heterogeneity of Mediterranean coastal environments and of its zoogeography, the choice of opportune integrated indices or multi-indicators grids composed by several indicators that could be applied according to the specific study area, and that altogether might possibly give a more realistic idea of it, should be necessary.

## Ringraziamenti

Ringrazio il Consiglio Direttivo della Società Italiana di Biologia Marina (S.I.B.M.onlus) per aver scelto il Prof. G.D. Ardizzone ed il sottoscritto quali coordinatori del tema "Passato e futuro degli indicatori biologici" nell'ambito del 34° Congresso, e per avermi invitato a tenerne una breve relazione introduttiva. Nell'ambito dello stesso Congresso si è formato il gruppo di studio "Indici biologici", con lo scopo anche di definire più chiaramente il significato e la valenza dei bioindicatori marini.

## Bibliografia

BELLAN G. (1980) - Relationship of pollution to rocky substratum polychaetes on the French Mediterranean coast. *Mar. Pollut. Bull.*, **11**: 318-321.

BELLAN-SANTINI D. (1981) - Influence de pollutions sur le peuplement des Amphipodes dans la biocoenose des algues photophiles. *Téthys*, **10** (2): 185-194.

BIANCHI C.N., MORRI C. (2003) - Indicatori biologici ed ecologici nell'ambiente marino. In: Ferretti O. (ed), *Studi per la creazione di strumenti di gestione costiera: Golfo del Tigullio*. ENEA, Centro Ricerche Ambiente Marino, La Spezia: 111-120.

BIANCHI C.N., PEIRANO A. (1995) – Atlante delle fanerogame marine della Liguria: *Posidonia oceanica* e *Cymodocea nodosa*. *ENEA, Centro Ricerche Ambiente Marino, La Spezia*: 1-146.

BILYARD G.R. (1987) - The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Mar. Pollut. Bull.,* **18**: 581-585.

BLANDIN M. (1986) - Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bull. Ecol.*, **17** (4): 215-307.

BORJA A., FRANCO J., PÈREZ V. (2000) - A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within european estuarine and coastal environments. *Mar. Pollut. Bull.,* **40** (12): 1100-1114.

BOUDOURESQUE C.F. (1996) - Impact de l'homme et conservation du milieu marin en Méditerranée. GIS Posidonie publ. (ISBN 2-905540-21-4), Fr.: 1-243.

CORMACI M., FURNARI G., GIACCONE G., COLONNA M., MANNING A.M. (1985) - Metodo sinecologico per la valutazione degli apporti inquinanti nella rada di Augusta (Siracusa). *Boll. Acc. Gioena Sci. Nat.,* **18**: 829-850.

DAUER D.M. (1993) - Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. *Mar. Pollut. Bull.,* **26** (5): 249-257.

ENGLE V.D., SUMMERS J.K., GASTON G.R. (1994) - A benthic index of environmental condition of Gulf of Mexico estuaries. *Estuaries*, **17** (2): 372-384.

FANO E.A., MISTRI M., ROSSI R. (2003) - The Ecofunctional Quality Index (EQI): a new tool for assessing lagoonal ecosystem impairment. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **56**: 709-716.

FÉRAL J.-P (1999) - Indicators of marine and coastal biodiversity of the Mediterranean Sea. *UNEP (OCA) / MED WG*. **154**/Inf.5

FOSSI M.C. (2001) – Biomarkers: strumenti di diagnosi e prognosi ecotossicologica dell'ambiente marino costiero. *Biol. Mar. Medit.*, **8** (2): 146-154.

GRALL J., GLEMAREC M. (1997) - Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuar. Coastal Shelf. Sci.*, **44** (A): 43-45.

GRAY J.S., MIRZA F.B. (1979) - A possible method for the detection of pollution-induced disturbance on marine benthic communities. *Mar. Pollut. Bull.,* **10** (5): 142-146.

HARMELIN J.G., BACHET F., GARCIA F. (1995) - Mediterranean marine reserves: fish indices as tests of protection efficiency. *P.S.Z.N.I Marine Ecology,* **16**: 233–250.

JORDAN S.J., VAAS P.A. (2000) - An index of ecosystem integrity for Northern Chesapeake Bay. *Environ. Sci. Policy*, **3**: S59-S88.

LAUBIER L. (1991) - Les marées noires. Conséquences à long term. *La Recherche,* **22**: 814-823.

LONG E.R., CHAPMAN P.M. (1985) - A Sediment Quality Triad: Measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound. *Mar. Pollut. Bull.,* **16** (10): 405-415.

OCCHIPINTI AMBROGI A., FORNI G., (2003) - Gli Indici Biotici. In: Gambi M.C., Dappiano M. (eds), Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo. *Biol. Mar. Medit*., **10** (Suppl. 1): 577-604.

PEARSON T.H., ROSENBERG R. (1978) - Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev*., **16**: 229-311.

PELLEGRINI D., ENNAS C., BERTOLOTTO R.M., BIGONGIARI N. (2001) – Utilizzo di una batteria di saggi biologici sui sedimenti marini e valutazione dei risultati: un caso di studio. *Biol. Mar. Medit.,* **8**: 123-135.

RAFFAELLI D.G., MASON C.F. (1981) - Pollution monitoring with meiofauna using the ratio of Nematodes/Copepods. *Mar. Pollut. Bull.,* **12** (5): 158-163.

RINALDI A., MONTANARI G., GHETTI A., FERRARI C.R. (1992) - Anossie nelle acque costiere dell'Adriatico nord-occidentale. Loro evoluzione e conseguenze sull'ecosistema bentonico. *Biol. Mar. (Suppl. Notiziario S.I.B.M.)*, **1**: 79-89.

ROBERTS R.D., GREGORY M.R., FOSTER B.A. (1998) - Developing an efficient macrofauna monitoring index from an impact study - a dredge spoil example. *Mar. Pollut. Bull.,* **36** (3): 231-235.

SANDULLI R., DE NICOLA M. (1991) - Responses of meiobenthic communities along a gradient of sewage pollution. *Mar. Pollut. Bull*, **22**: 463-467.

SMITH E.W., BERGEN M., WEISBERG S.B., CADIEN D., DALKEY A., MONTAGNE D., STULL J.K., VELARDE R.G. (2001) - Benthic Response Index for assessing infaunal communities on the mainland shelf of Southern California. *Ecol. Appl.*, **11**: 1073-1078.

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.

VOLPI GHIRARDINI A., PELLEGRINI D. (2001) - I saggi di tossicità nella valutazione della qualità di acque e sedimenti di ambienti marini e di transizione: indicazioni per la scelta, la messa a punto, la valutazione e l'utilizzo dei metodi. *Biol. Mar. Medit*., **8**: 1-16.

WARWICK R.M. (1986) - A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Mar. Biol.*, **92**: 557-562.

WEISBERG S.B., RANASINGHE J.A., DAUER D.M., SCHAFFNER L.C., DIAZ R.J., FRISTEN J.B. (1997) - An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries*, **20** (1): 149-158.

WORD J.Q. (1980) - Classification of benthic invertebrates into infaunal trophic index feeding groups. *Biennal Report 1979-1980*, *Southern California Coastal Water Research Project*, Long Beach, California: 103-121.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 193-201

A. Arizzi Novelli, C. Losso, M. Picone, D. Marchetto, E. Molinaroli, P.F. Ghetti, A. Volpi Ghirardini

Dip. di Scienze Ambientali, Università Ca' Foscari, Campo della Celestia, 2737/b - 30122 Venezia, Italia.

# POSSIBILI EFFETTI DELLA RISOSPENSIONE DEI SEDIMENTI SULLA TOSSICITÀ: RISULTATI PRELIMINARI IN LAGUNA DI VENEZIA UTILIZZANDO COME INDICATORE IL RICCIO DI MARE *PARACENTROTUS LIVIDUS* (LMK)

# *POSSIBLE EFFECTS DUE TO SEDIMENT RESUSPENSION ON TOXICITY: PRELIMINARY RESULTS FROM THE LAGOON OF VENICE USING THE SEA URCHIN* PARACENTROTUS LIVIDUS *(LMK) AS BIOINDICATOR*

***Abstract***

*This paper focus on the possibility that the resuspension phenomena, well-known problem affecting the Lagoon of Venice is a factor influencing the toxicity. Toxic hazard in sites of the open Lagoon was estimated by the combined use of the sperm cell- and the embryotoxicity tests based on the early life-stages of the autochthonous sea urchin* Paracentrotus lividus *Lmk (Echinodermata: Echinoidea). Elutriate was chosen due to the ability to evidence potential toxic effects toward sensible biological components of the water column like gametes, embryos and larvae, following upon sediment resuspension phenomena. The sediment samples were carried out in sites with different types and levels of contamination, directly influenced by resuspension/redeposition processes and sampling surface sediments (core-top 5 cm deep) and core sediments (core 20 cm deep).*

***Key-words****: sediment, sea urchin, toxicity tests, elutriate.*

## Introduzione

Negli ultimi decenni la laguna di Venezia caratterizzata da un'elevata macro- e micro-variabilità e da una severa attività antropica, ha subito profonde modificazioni nelle sue caratteristiche idrodinamiche, trofiche e di inquinamento che hanno interessato prevalentemente il suo bacino più antropizzato, quello centrale (Ravera, 2000; Tagliapietra, 2000). In particolare gli scarichi incontrollati della zona industriale di Porto Marghera, che ha raggiunto la sua massima espansione tra gli anni '50 e '70, hanno fortemente contribuito all'accumulo nei sedimenti di ingenti quantità di contaminanti di cui solo di recente è stata mappata la distribuzione (MAV-CVN, 1999) e tentata una quantificazione dei carichi interni (Critto e Marcomini, 2000).

La pesca della specie di bivalve alloctona *Tapes philippinarum* Adams and Reeve, avutasi in particolare nell'ultimo decennio, è una delle cause che ha determinato profonde alterazioni morfologiche dei fondali lagunari per l'impiego di mezzi fortemente impattanti (Pranovi e Giovanardi, 1994). Conseguenze dirette sono una risospensione massiva di sedimento (Rosselli *et al*., 2002) ed un incremento dei flussi di sedimento nella colonna d'acqua osservati in siti rappresentativi del bacino centrale (Facca *et al*., 2002; Sfriso, comunicazione personale). Conseguenze dirette di questo fenomeno potrebbero essere la mobilizzazione e ridistribuzione in breve tempo dei contaminanti e i conseguenti effetti tossici sulla comunità bentonica e planctonica (Volpi Ghirardini *et al*., 2004).

Gli indicatori biologici assumono quindi un ruolo fondamentale nella valutazione

della qualità dei sedimenti e dei potenziali effetti prodotti nell'ambiente, conseguenti ad una loro mobilitazione, dal momento che solo gli "strumenti biologici" sono in grado di integrare i complessi effetti delle miscele di inquinanti. Nel presente lavoro è stato indagato il livello tossico di alcuni siti della Laguna centrale situati nell'area più direttamente influenzata da fenomeni di risospensione, mediante l'uso combinato dei test di spermiotossicità e di embriotossicità con *Paracentrotus lividus,* applicati alla matrice acquosa elutriato. I saggi di tossicità con riccio di mare sono riconosciuti a livello internazionale per la loro affidabilità, sensibilità, ed importanza dal punto di vista ecologico, tanto da essere standardizzati (Environment Canada, 1992*;* US EPA, 1994, 1995; ASTM, 1995) e indicati come valido strumento per il monitoraggio di ambienti marini ed estuarini (ICES, 1997; US EPA, 2000). In particolare sono stati raccomandati anche per la stima della tossicità degli elutriati (Environment Canada, 1992; ICES, 1997; Nenzda, 2002), e lo stesso *P. lividus* è stato utilizzato in precedenti studi per la stima della tossicità di elutriati provenienti da sedimenti del centro storico di Venezia (Da Ros *et al*., 1997; McFadzen, 2000) e di altri siti della Laguna (industriali, estuarini e di laguna aperta) (Volpi Ghirardini *et al*., 1999, 2003).

Il nostro gruppo di ricerca ha messo a punto i due metodi, con riferimento alle procedure standardizzate a livello internazionale e attraverso un percorso metodologico, ne ha valutato l'affidabilità, la sensibilità (Arizzi Novelli *et al*., 2002a) e la capacità discriminante su elutriati di sedimenti lagunari (Volpi Ghirardini *et al*., 2003).

L'indagine sui sedimenti ha previsto il campionamento contemporaneo dei sedimenti a due diverse profondità al fine di confrontare la tossicità del sedimento più superficiale (primi 5 cm) presumibilmente influenzato da processi di risospensione/risedimentazione e caratterizzato da una contaminazione più recente, con quella del sedimento più profondo (primi 20 cm), che si presume abbia registrato una contaminazione passata. Le analisi tossicologiche sono state, inoltre, corredate da analisi fisiche del sedimento (granulometria, contenuto di materia organica e di acqua). La matrice acquosa elutriato è stata scelta in quanto consente di ottenere informazioni riguardanti la tossicità delle sostanze idrosolubili estratte mediante energica agitazione del sedimento. È inoltre raccomandata in caso di dragaggio dei sedimenti, risospensione e movimentazione negli ambienti acquatici (US EPA e US ACE, 1998) per la sua capacità di dare informazioni sui potenziali effetti tossici verso le componenti biologiche sensibili della colonna d'acqua (gameti, embrioni e larve).

## Materiali e metodi

### *Campionamento e trattamento dei sedimenti*

Sono stati selezionati quattro siti di campionamento sia in base al diverso grado di contaminazione ed alle diverse fonti di inquinamento, sia sulla base di dati pregressi e di un recente programma di monitoraggio (MAV-CVN, 1999) (Fig. 1).

La stazione di Sant'Erasmo (SE) è stata scelta come potenziale sito di riferimento per la scarsa presenza di inquinanti, tanto da ricadere in classe A considerando i criteri vigenti in Laguna per la classificazione dei fanghi (Volpi Ghirardini *et al*., 2001), ed è caratterizzata da un elevato ricambio idrico dovuto alla vicinanza con la Bocca di Porto di Lido. La stazione della Celestia (CEL) rappresenta un'area fortemente interessata da inquinamento urbano dovuto alla vicinanza della città di Venezia, ma non è da escludere anche una possibile contaminazione dei sedimenti determinata dall'attività dell'industria del vetro presente nella prospiciente isola di

Murano. Il sito, risulta essere in classe B per i metalli pesanti ed in classe C per gli organici (soprattutto IPA). La stazione delle Tresse (TR) è caratterizzata dalla presenza di concentrazioni rilevanti di inquinanti organici e inorganici, data la vicinanza della zona industriale di Porto Marghera. I dati chimici indicano una situazione di elevata contaminazione da metalli pesanti e microinquinanti organici (classe C). La stazione Dese (DE) è tipicamente estuarina: l'area è caratterizzata da inquinamento da PCB e pesticidi, probabilmente derivanti dai terreni agricoli e dalle attività industriali localizzate all'interno del bacino idrografico del fiume. Nel complesso il sito risulta interessato da inquinamento intermedio (classe B sia per i contaminanti inorganici sia per gli organici).

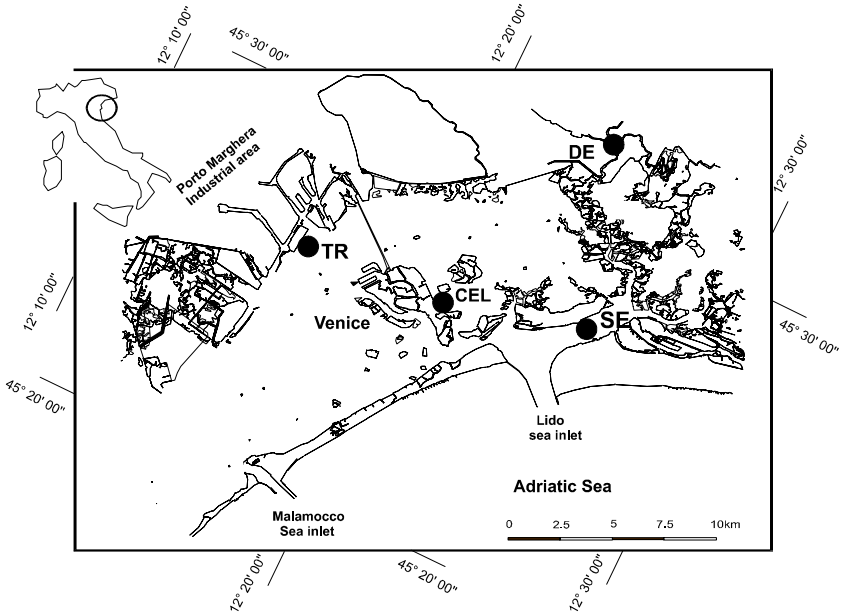



Fig. 1 - Area di studio e siti di campionamento nella Laguna di Venezia. DE = estuario fiume Dese, TR = Tresse, CEL = Celestia, SE = S. Erasmo.

*Study area and sampling sites in the lagoon of Venice, Italy. DE = Dese River estuary, TR = Tresse, CE = Celestia, SE = S. Erasmo.*

I sedimenti sono stati prelevati adottando un metodo di campionamento integrato (stazione rappresentata da un'area circolare con diametro di circa 30 m con il punto centrale individuato dalle coordinate Gauss-Boaga) precedentemente messo a punto per la laguna di Venezia (Volpi Ghirardini *et al.*, 2001, 2003). Per ogni stazione si sono prelevate carote da 5 cm e da 20 cm, mediante un carotiere in plexiglas del diametro di 8 cm, raccolte separatamente in vasi di vetro riempiti fino all'orlo e mantenuti refrigerati fino all'arrivo in laboratorio dove sono stati stoccati a 4 °C prima di effettuare l'omogeneizzazione in atmosfera inerte (azoto) avvenuta entro le 24 h dal campionamento. Da ogni sedimento sono stati ottenuti diversi sub-campioni per

la caratterizzazione, per le analisi chimiche e per la preparazione degli elutriati per i saggi di tossicità. La determinazione dell'umidità, della quantità di sostanza organica volatile e della granulometria, sono riportate in dettaglio in Losso *et al*. (2004).

Il metodo usato per la preparazione degli elutriati è stato modificato rispetto al Protocollo Standard US EPA (1991) al quale sono state apportate alcune modifiche motivate dalla più aggiornata letteratura scientifica e da valutazioni sperimentali (Volpi Ghirardini *et al*., 2004). In breve le fasi di elutrazione prevedono: aggiunta dell'acqua marina artificiale (Ocean Fish, Prodac International, Cittadella, Padova) ai campioni di sedimento nel rapporto di 1:4 w'/v sedimento/acqua di mare artificiale (w'= peso di sedimento calcolato su peso secco a 105 °C; v=volume di acqua di diluizione); agitazione mediante Jar Test (ditta Vittadini, mod. ISCO) per 24 ore alla velocità di 230 rpm in cella termostatica alla temperatura di 4 °C; decantazione per 1 ora a 4 °C; centrifugazione del surnatante per rimuovere il particellato sospeso (Ultracentrifuga Beckmann mod. L7-35, rotore tipo 35) alla velocità di 7.600 g per 15'a 4 °C; stoccaggio dell'elutriato così ottenuto in barattoli di PE mediante congelamento a –18 °C fino al momento dell'esecuzione dei saggi di tossicità.

*Saggi di tossicità con* P. lividus

Gli animali sono stati campionati in un sito costiero del Golfo di Venezia, in località Pellestrina e sono stati stabulati in laboratorio. La procedura per l'esecuzione del test di spermiotossicità per la specie autoctona prevede, in sintesi, le seguenti fasi: induzione dell'emissione dei gameti mediante iniezione di 0,5-1 mL di KCl 0,5-1 M; unione di più maschi e di più femmine (almeno 3); aggiunta di 0,1 mL di sospensione di sperma ($4 \cdot 10^7$ spermatozoi) termostata a 18 °C, ai 10 mL di soluzione test ed esposizione di 1 h; aggiunta di 1 ml della sospensione di uova (2000 uova/mL) termostata a 18 °C, alla soluzione test; avvenuta la fecondazione (20') il test viene fissato con formalina tamponata e la percentuale di uova fecondate viene determinata attraverso la lettura di 200 uova (Volpi Ghirardini e Arizzi Novelli, 2001). Il protocollo del test di embriotossicità è stato riportato in dettaglio in Arizzi Novelli *et al*. (2002b). In sintesi, la prima parte del test coincide con il protocollo di spermiotossicità e una volta ottenute le concentrazioni ideali di sperma e uova si precede nell'unione dei gameti nel rapporto 1:10 (uova:sperma); si attendono 20' affinché avvenga la fecondazione; si preleva quindi 1 mL di soluzione di embrioni e lo si espone ai 10 mL della soluzione test al buio a 18±0.5 °C per 72 h; si fissa con formalina tamponata e si stima la percentuale di plutei normali cioè completamente sviluppati, contandone 100. I gameti maschili e gli zigoti sono stati esposti per 60' e per 72 h, rispettivamente, a diverse diluizioni di elutriati (25%, 50%, 75% e 100%), in pozzetti di piastre sterili in polistirene con coperchio. I test sono stati condotti in tre repliche per ogni diluizione e per il controllo ed entrambi i test sono stati eseguiti nello stesso tempo e con lo stesso pool di gameti. Inoltre parallelamente sono stati condotti test con il controllo positivo (rame come tossico di riferimento). L'accettabilità dei due saggi, sia per la percentuale di uova fecondate che di plutei normali, è stata fissata ≥70% per il controllo e solo se il valore di EC50 con il rame rientra nel range di accettabilità definito nelle carte di controllo (Volpi Ghirardini e Arizzi Novelli, 2001; Arizzi Novelli *et al*., 2002b). Dove possibile, i risultati sono stati espressi come EC50 e rispettivi limiti fiduciali utilizzando il metodo statistico Trimmed Spearman- Karber) (Hamilton, 1977). Inoltre per discriminare i campioni meno tossici è stata considerata la percentuale di effetto calcolata sulla matrice non diluita (Volpi Ghirardini *et al*., 2003).

## Risultati

I risultati della distribuzione granulometrica, dell'umidità e della quantità di sostanza organica volatile (Tab. 1), hanno confermato che i sedimenti della stazione DE sono significativamente differenti rispetto a quelli provenienti dalle altre stazioni, in quanto caratterizzati da più alti valori di argilla e di contenuto di acqua. I sedimenti delle stazioni DE e SE non hanno mostrato differenze tra i 5 ed i 20 cm, mentre quelli di CEL e TR sono caratterizzati da una composizione più incoerente nello strato più superficiale (5 cm).

Tab. 1 - Risultati della distribuzione granulometrica, della quantità di sostanza organica volatile e dell'umidità relativi ai campioni di sedimento alle due profondità (5 cm e 20 cm).
*Results of grain size, organic matter analyses and water content for the two core sediment samples (5 cm and 20 cm deep).*

| **Stazioni** | **Granulometria %** | | | **MO** | **Acqua** |
|---|---|---|---|---|---|
| | **Sabbia** | **Limo** | **Argilla** | **%** | **%** |
| SE-5 | 75 | 23 | 2 | 1.4 | 24 |
| SE-20 | 76 | 22 | 2 | 0.9 | 20 |
| CEL-5 | 65 | 33 | 2 | 1 | 26 |
| CEL-20 | 51 | 45 | 4 | 2.5 | 23 |
| DE-5 | 2 | 56 | 42 | 3.7 | 60 |
| DE-20 | 4 | 52 | 44 | 6.5 | 58 |
| TR-5 | 84 | 14 | 2 | 1 | 22 |
| TR-20 | 57 | 33 | 10 | 4.1 | 32 |

Per quanto riguarda i saggi biologici, i controlli hanno mostrato, durante tutto il periodo sperimentale, una percentuale di uova fecondate di 87±5% (C.V.=6,2%, n=58) e di plutei normalmente sviluppati di 80±5% (C.V.=5,9%, n=52). Gli esperimenti condotti con il tossico di riferimento hanno confermato la buona ripetibilità di entrambi i saggi: il test di spermiotossicità ha mostrato una EC50 di 57±5 µg/l (C.V.=9,5%, n=7), mentre il test di embriotossicità una EC50 di 64±4 µg/l (C.V.=7%, n=6), ricadendo entrambi nel range di accettabilità stabilito per i due saggi di tossicità (Volpi Ghirardini e Arizzi Novelli, 2001; Arizzi Novelli *et al*., 2002b).

I risultati relativi agli elutriati sono riportati in Fig. 2 (a e b). Il saggio di spermiotossicità ha messo in evidenza che tutti i campioni di elutriati presentano tossicità acuta estremamente bassa; infatti il campione risultato spermiotossico è stato CEL-20, con solo il 5% di uova non fecondate nell'elutriato non diluito.

Il saggio di embriotossicità, invece, ha mostrato una tossicità maggiore rispetto al test di fecondazione. Il campione maggiormente tossico verso gli embrioni è risultato sorprendentemente SE-5 (il presunto sito di riferimento) con $EC_{50}$ media=39.71±1.83%, seguito da TR-20 con un $EC_{50}$=72.8±0.86. I campioni SE-20, CEL-20 e TR-5 sono

risultati i meno tossici, con una percentuale di effetto simile a quella riscontrata nei medesimi campioni con il test di fecondazione, mentre i campioni CEL-5, DE-5 e DE-20 pur determinando un certo effetto sullo sviluppo embrionale (percentuale di effetto media 40.3, 21.1 e 50.0% rispettivamente) non sono caratterizzati da tossicità tale da consentire la determinazione di un $EC_{50}$.

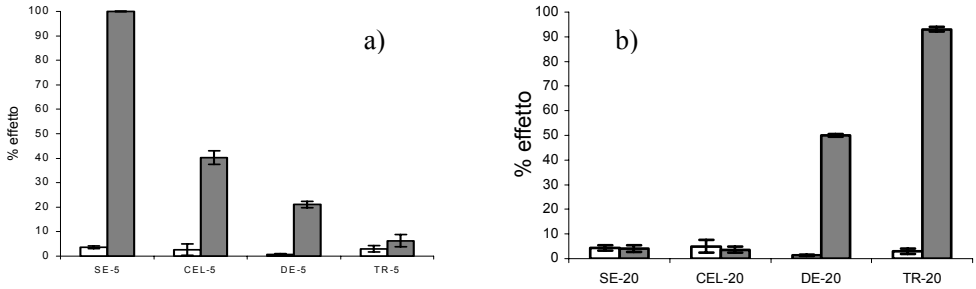



Fig. 2 - Risultati dei saggi di spermiotossicità (in bianco) e di embriotossicità (in grigio) con *P. lividus* sugli elutriati ottenuti dai 5 cm (a) e dai 20 cm (b).

*Results of spermiotoxicity (white) and embryotoxicity (grey) tests with* P. lividus *on the elutriates obtained from the core-top 5 cm (a) and core-top 20 cm (b) sediments.*

I differenti risultati ottenuti con i due saggi di tossicità sono in perfetto accordo per quanto concerne la sensibilità dei due saggi, come già evidenziato in studi precedenti su elutriati e sostanze pure (Volpi Ghirardini *et al*., 2003). Sebbene in questo studio il test di spermiotossicità non sia stato in grado di evidenziare e discriminare la tossicità degli elutriati indagati, in studi precedenti ha rilevato la tossicità di elutriati sia provenienti da sedimenti superficiali (20 cm) di zone molto inquinate dell'area industriale, che da sedimenti profondi (diversi metri) della zona portuale di Venezia. Nel presente studio dunque, il contributo del test di spermiotossicità è stato ritenuto trascurabile, mentre il test di embriotossicità ha mostrato un maggiore potere risolutivo in accordo con la sua maggiore sensibilità e con la capacità di discriminare tra differenti risposte tossiche dei campioni di elutriato, evidenziando chiaramente la presenza di una tossicità sub-cronica. Il gradiente di tossicità per gli elutriati estratti dai sedimenti dei primi 20 cm (TR-20>DE-20>CEL-20=SE-20) ha confermato i risultati attesi, in accordo con quanto riportato in letteratura per la qualità chimica dei siti indagati (MAV-CVN, 1999; Volpi Ghirardini *et al*., 2001). Infatti tali studi hanno evidenziato alte concentrazioni di metalli pesanti e microinquinanti organici nei sedimenti della stazione TR, mentre indicano SE come il sito meno contaminato e gli altri in una situazione di contaminazione intermedia. Inoltre si è trovato un buon accordo anche con il saggio di tossicità Microtox solid phase applicato agli stessi sedimenti (Losso *et al*., 2004).

Il forte gradiente evidenziato negli elutriati ricavati dalle carote prevenenti invece dai 5 cm (SE-5>CE-5>DE-5>TR-5) risulta completamente invertito sia rispetto a quello ottenuto dalle pregresse indagini chimiche, sia al gradiente per le carote da 20 cm,

evidenziando la presenza di un "hot spot" di tossicità nel sito scelto come sito di riferimento. Questo "hot spot" di tossicità potrebbe essere stato causato dalla deposizione di materiale particolato proveniente da sedimento risospeso in aree più interne e più contaminate della Laguna. L'aumento considerevole dei flussi di materiale particolato è già stata ben evidenziata da altri studi in tutta la Laguna centrale (Sfriso *et al.*, 2003). Il trend di tossicità del sedimento più superficiale e i dati relativi alla caratterizzazione fisica sembrano consolidare l'ipotesi che la componente più fine dei sedimenti ed i contaminanti ad essa associati si ridistribuiscano in Laguna centrale, in accordo con i complessi processi idrodinamici tipici di questo ambiente e con le recenti indagini svolte sui flussi dei sedimenti e dei nutrienti.

## Conclusioni

Il presente lavoro ha messo in evidenza come il fenomeno della risospensione dei sedimenti in laguna di Venezia sia un possibile fattore che influenza la distribuzione della tossicità sub-cronica, in particolare nelle zone più disturbate della Laguna centrale. Infatti, mentre il gradiente di tossicità individuato con il saggio di embriotossicità per i sedimenti dei 20 cm, è in accordo con i dati chimici e con altri dati tossicologici, il gradiente completamente inatteso ed invertito trovato per i sedimenti dei 5 cm, mette in evidenza una situazione di disturbo dei sedimenti più superficiali, confermato anche dalla caratterizzazione fisica (in particolare granulometrica) che mostra una tessitura incoerente dei sedimenti superficiali. Inoltre questo risultato viene confermato dalla presenza di un "hot spot" di tossicità trovato nel sedimento di 5 cm della stazione scelta come presunto sito di riferimento (SE).

I risultati ottenuti confermano il saggio di embriotossicità su elutriati, un utile strumento per individuare possibili situazioni di stress in ambienti di transizione, in particolare se affiancato ad indagini di base sulla caratterizzazione dei sedimenti.

**Summary**

Toxic hazard in sites with different types and levels of contamination in the Lagoon of Venice was estimated by means of toxicity bioassays based on the early life-stages of the autochthonous sea urchin *Paracentrotus lividus*. Elutriate was chosen as matrix, due to its ability to highlight potential toxic effects towards sensitive biological components of the water column caused by sediment resuspension phenomena affecting the Lagoon. Surface sediments (core-top 5 cm deep) were sampled in 4 sites directly influenced by resuspension/redeposition processes, and core sediments (core 20 cm deep) recording time-mediated contamination. Particle size, organic matter and water content were also analysed. In two sites, the results of physical parameters showed that the core-top sediments were coarser than the 20-cm core sediments. One of the two sites, located off the industrial area, was involved in sedimentological processes related to both natural dynamic and possibly anthropogenic disturbances. Sperm cell toxicity test results showed the negligible acute toxicity of elutriates from all investigated sites. The embryo toxicity test evidenced a sub-chronic toxicity gradient for elutriates from the 20-cm core sediments. Elutriates of the core-top 5-cm sediments revealed a totally inverted gradient, in comparison with that for the 20-cm core sediments, and the presence of a "hot spot" of contamination in the site chosen as a possible reference. These results pointed out resuspension as a possible factor influencing sub-chronic toxicity, particularly in the more disturbed areas of the open Lagoon.

**Ringraziamenti**

Gli autori ringraziano il Dott. G. Pessa per il campionamento degli organismi.

**Bibliografia**

ARIZZI NOVELLI A., VOLPI GHIRARDINI A., GIULIANI S., FALUGI C., PAGANO G. (2002a) - Valutazione della tossicità di acque e sedimenti costieri su gameti e embrioni di specie autoctone di ricci di mare utilizzando metodiche differenziate. Giornata di studio "Indagini ecotossicologiche negli ambienti marini costieri in riferimento al D.L. 152/99", Roma 6 marzo 2001. *Biol. Mar. Medit.,* **8** (2): 41-59.

ARIZZI NOVELLI A., ARGESE E., TAGLIAPIETRA D., BETTIOL C., VOLPI GHIRARDINI A. (2002b) - Toxicity of tributyltin and triphenyltin to early life stages of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea). *Environ. Toxicol. Chem.*, **21**: 859-864.

ASTM (1995) - Standard guide for conducting static acute toxicity tests with echinoid embryos. *American Society for Testing and Materials*. E 1563-95.

CRITTO A., MARCOMINI A. (2001) - *Rischio ecologico e inquinamento chimico lagunare*. Ca' Foscarina Ed. ISBN 88-88613-19-6: 162 pp.

DA ROS L., MARIN M.G., FOSSATO V.U., CAMPESAN G. (1997) - Sedimenti lagunari: prove di tossicità su embrioni di riccio di mare, *Paracentrotus lividus*. *Biol. Mar. Medit.*, **4**: 632-636.

ENVIRONMENT CANADA. (1992) - Biological tests methods: Fertilization assay using echinoids (sea urchin and sand dollar). *Environmental Protection Series*, 1/RM/27.

FACCA C., SFRISO A., SOCAL G. (2002) - Changes in abundance and composition of phytoplankton and microphytobenthos due to increased sediment fluxes in the Venice Lagoon, Italy. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **54**: 773-792.

HAMILTON M.A., RUSSO R.C., THURSTON R.V. (1978) - Trimmed Spearman-Karber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. *Environ. Sci. Technol.*, **12**: 714-720.

ICES (1997) - International Council for the Exploitation of the Sea. *Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment.*

LOSSO C., ARIZZI NOVELLI A., PICONE M., MARCHETTO D., PESSA G., MOLINAROLI E., GHETTI P.F., A. VOLPI GHIRARDINI (2004) - Evaluation of sediment resuspension effects on toxicity: preliminary results from the Lagoon of Venice. *J. Mar. Sys.,* (in press).

MAV-CVN. (1999) - "Mappatura dell'inquinamento dei fondali lagunari" Progetto (1998-1999), Ministero dei Lavori Pubblici, Magistrato alle Acque-Consorzio Venezia Nuova, Rapporto Finale.

MCFADZEN I.R.B. (2000) - Determination of water quality in the Venice lagoon utilizing the early life stages of a fish (*Sparus aurata*) and an echinoderm (*Paracentrotus lividus*). In: P. Lasserre and A. Marzollo (eds), *The Venice Lagoon Ecosystem: Inputs and Interactions Between Land and Sea*: 339-355.

NENDZA M. (2002) - Inventory of marine biotest methods for the evaluation of dredged material and sediments. *Chemosphere*, **48**: 865-883.

PRANOVI F., GIOVANARDI O. (1994) - The impact of hydraulic dredging for short-neched clams, *Tapes* spp., on an infaunal community in the Venice Lagoon. *Scientia Marina*, **58** (4): 345-353.

RAVERA O. (2000) - The lagoon of Venice: the result of both natural and human influence. *J. Limnol*, **59** (1): 19-30.

ROSSELLI R., SILVESTRI S., ZANDONELLA A. (2002) - Funzioni e strumenti del Servizio Informativo. L'applicazione del telerilevamento per l'analisi e la gestione del territorio lagunare. In: Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti and Magistrato alle Acque di Venezia (ed), *Quaderni Trimestrali Consorzio Venezia Nuova*, **10**: 1-80.

SFRISO A., FACCA C., CEOLDO S., SILVESTRI S., GHETTI P.F. (2003) - Role of macroalgal biomass and clam fishing on spatial and temporal changes in N and P sedimentary pools in the central part of the Venice lagoon. *Oceanologica Acta*, **26**: 3-13.

TAGLIAPIETRA D. (2000) - L'ecodiversità come nuovo concetto di biodiversità. In: Caramelli E., Ramieri E. (eds), *La laguna intorno - Spunti e riflessioni per un parco*, Forum per la laguna, Venezia: 27-30.

U.S. EPA and U.S. ACE (1991) - Evaluation of dredged material proposed for ocean disposal (testing manual) US EPA 503/8-91/001.

U.S. EPA e US ACE (1998) - Evaluation of dredged material proposed for discharge in waters of the US – Testing Manual. US Environmental Protection Agency and US Army Corps of Engineers. EPA/823-B-94/002, Washington, DC.

U.S. EPA (1994) - Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving water to marine and estuarine organisms. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. 600/4-91/003.

U.S. EPA. (1995) - Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving water to West Coast marine and estuarine organisms. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. 600/R-95/136.

U.S. EPA. (2000) - Estuarine and coastal marine waters: bioassessment and biocriteria technical guidance. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, 4304 Washington, D.C. 20460. EPA-822-B-00-024.

VOLPI GHIRARDINI A., BIRKEMEYER T., ARIZZI NOVELLI A., DELANEY E., PAVONI B., GHETTI P.F. (1999) - An integrated approach to sediment quality assessment: the Venetian lagoon as a case study. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, **2**: 435-447.

VOLPI GHIRARDINI A., ARIZZI NOVELLI A. (2001) - A sperm cell toxicity test procedure for the Mediterranean species *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea). *Environ. Technol.*, **22**: 439-445.

VOLPI GHIRARDINI A., ARIZZI NOVELLI A., BORSETTO B., DELANEY E., D. TAGLIAPIETRA (2001) - Valutazione della tossicità dei sedimenti della laguna di Venezia mediante l'impiego di *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) *Biol. Mar. Medit.,* **8** (1): 489-496.

VOLPI GHIRARDINI A., ARIZZI NOVELLI A., TAGLIAPIETRA D. (2004) - Sediment toxicity assessment in the Lagoon of Venice (Italy) using *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) fertilization and embryo bioassays. *Environmental International,* (in press).

VOLPI GHIRARDINI A., ARIZZI NOVELLI A., LOSSO C., GHETTI P.F. (2003) - Sea urchin toxicity bioassays for sediment quality assessment in the Lagoon of Venice (Italy). *Chemistry and Ecology*, **19** (2-3): 99-111.

Il presente lavoro è stato in parte finanziato dal Consorzio Ricerche Laguna (Co.Ri.La.) di Venezia.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 202-209

G. Forni, A. Occhipinti Ambrogi

Sezione di Ecologia, Università di Pavia, Via S. Epifanio, 14 - 27100 Pavia, Italia.

# APPLICAZIONE DEL COEFFICIENTE BIOTICO (BORJA *ET AL*., 2000) AD UNA COMUNITÀ MACROBENTONICA NEL NORD ADRIATICO

## *APPLICATION OF BIOTIC COEFFICIENT (BORJA* ET AL., *2000) TO A MACROBENTHIC COMMUNITY IN THE NORTHERN ADRIATIC*

***Abstract***

*In order to identify methods for the quality evaluation of marine coastal environments, the Biotic Coefficient (BC) of Borja* et al. *(2000), designed to establish the ecological quality of the European coasts, was tested in the Northern Adriatic Sea. The BC was applied to soft bottom macrobenthos sampled seasonally in two localities along the Emilia Romagna coasts: Porto Garibaldi e Cesenatico. The BC proved to be suitable for the kind of data requested (benthic species abundance) and for the simplicity of calculation procedures. The results were correlated both with structural community indices and environmental data and confirm the method feasibility; nevertheless its application in biomonitoring programs needs further investigation in stations characterised by a wider variability of environmental conditions.*

***Key-words***: *macrobenthos, pollution monitoring, water quality, Northern Adriatic.*

## Introduzione

Il decreto legislativo n. 152 dell'11 maggio 1999 inerente le "disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento", con le successive correzioni e integrazioni (D.L. 258/2000), pone l'attenzione sulla definizione dello stato di qualità dei corpi idrici superficiali, basato non solo sulle analisi chimico-fisiche delle acque e dei sedimenti, ma anche sulle caratteristiche delle biocenosi presenti. A livello comunitario la Direttiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio dell'Unione Europea promuove una politica integrata in materia di acque, richiedendo l'elaborazione di un programma di monitoraggio che riguardi sia lo stato chimico, sia lo stato ecologico.

Per le acque marine costiere, così come per le acque interne, l'utilizzo di parametri biologici per studi di qualità ha avuto negli ultimi anni un notevole sviluppo (Blandin, 1986; Bilyard, 1987; Dauer, 1993; Grall e Glemarec, 1997). In ambiente marino le comunità bentoniche sono state considerate come i più adeguati descrittori sintetici di un particolare ambiente, specialmente nella zona costiera. Oltre ad essere costituite da organismi fissi e poco mobili, con cicli vitali relativamente lunghi, sono abbastanza ben note le loro relazioni con le principali variabili ambientali. Inoltre, i disturbi di origine antropica in ambiente marino costiero hanno quasi sempre conseguenze sull'ambiente bentonico sia nel caso di interventi di disturbo fisico come dragaggi, costruzioni marine o navigazione, sia nel caso di fenomeni di inquinamento delle acque come, ad esempio, l'eccessivo arricchimento organico (Rinaldi *et al*., 1992) o gli sversamenti di petrolio (Laubier, 1991).

La recente legislazione in materia di acque, pur evidenziando la necessità di definire la qualità ambientale attraverso l'uso di indicatori ed indici biotici, non fornisce indicazioni precise per il raggiungimento degli obiettivi proposti: da qui l'esigenza di sviluppare nuovi indicatori o di selezionare tra quelli già esistenti i più appropriati a descrivere lo stato di conservazione degli ambienti marini costieri.

Numerosi sono gli indici, basati sull'utilizzo del benthos, elaborati nel tentativo di valutare la qualità degli ambienti marini e convenzionalmente possono essere suddivisi in quattro categorie (Occhipinti Ambrogi e Forni, 2003):

- indici basati sul valore indicatore di singole specie o gruppi di specie, considerano la presenza e l'abbondanza di specie e taxa caratteristici di particolari condizioni ecologiche (Indice de Pollution Polychètes, Bellan 1980; Infaunal Trophic Index, Word 1980; Macrofauna Monitoring Index, Roberts *et al*., 1998; Biotic Coefficient, Borja *et al*., 2000; Benthic Response Index, Smith *et al*., 2001);
- indici a livello di comunità, sviluppati in base alle caratteristiche strutturali della comunità bentonica (Curve SAB, Pearson e Rosenberg 1978; Curve log-normali, Gray e Mirza 1979; Abundance Biomass Comparison, Warwick 1986);
- indici multimetrici, sviluppati attraverso un approccio che considera dati relativi alle caratteristiche della comunità bentonica e alla presenza di taxa indicatori (Benthic Index, Engle *et al*., 1994; Benthic Index of Biotic Integrity, Weisberg *et al*., 1997);
- indici integrati mediano le risposte di più variabili ambientali. Possono considerare gli organismi bentonici, altri gruppi animali o vegetali e anche le caratteristiche chimico-fisiche dell'ecosistema indagato (Sediment Quality Triad, Long e Chapman 1985; Index of Ecosystem Integrity, Jordan e Vass 2000; Ecofunctional Quality Index, Fano *et al*., 2003).

Si è scelto di utilizzare il Coefficiente Biotico di Borja *et al*. (2000) per valutare lo stato di qualità ambientale in alcune stazioni su fondo mobile dell'Alto Adriatico studiate in precedenza (Occhipinti Ambrogi *et al*., 2002), sia per il tipo di dato richiesto (abbondanza specifica), sia per la facilità e velocità di applicazione, caratteristiche indispensabili per monitoraggi di routine.

## Materiali e metodi

Il Coefficiente Biotico (BC) è stato proposto per stimare la qualità di ambienti marini estuariali e costieri in Europa. Gli autori hanno rielaborato i concetti espressi da Grall e Glemarec (1997) che utilizzavano un Indice Biotico (BI) per individuare i cambiamenti qualitativi e quantitativi nella composizione della comunità bentonica, causati da variazioni della qualità delle acque. Più di novecento taxa raccolti in trenta stazioni lungo la Costa Basca sono stati assegnati a cinque differenti gruppi ecologici (GI, GII, GIII, GIV, GV) sulla base della loro sensibilità o tolleranza ad un eccesso di materia organica. Il Coefficiente viene calcolato considerando, per ogni campione, la percentuale di abbondanza in ciascun gruppo secondo la seguente formula:

$$BC = \{(0 \times \%GI) + (1{,}5 \times \%GII) + (3 \times \%GIII) + (4{,}5 \times \%GIV) + (6 \times \%GV)\} /100$$

Il valore di BC varia da 0, corrispondente ad una situazione in cui tutte le specie presenti appartengono al Gruppo I e si è quindi in condizioni di assenza di inquinamento, a 6 quando tutti gli organismi appartengono a specie del gruppo V e l'ambiente è fortemente inquinato. Rispetto all'Indice Biotico, che può assumere solo valori discreti compresi tra 0 e 6 determinati in base alla percentuale di abbondanza dei cinque gruppi ecologici, il Coefficiente varia in modo continuo all'interno di tali intervalli (Tab. 1).

Con l'ausilio del programma AMBI (AZTI Marine Biotic Index), fornito dal Technological Institute for Fisheries and Food (AZTI) di San Sebastian (Spagna), il Coefficiente Biotico è stato applicato ad una comunità macrobentonica del Nord Adria-

tico. Le specie presenti nei campioni adriatici e non comprese nella lista di Borja *et al*. sono state attribuite alle diverse classi (Tab. 2) mediante esame della letteratura specifica, quando disponibile, e con il parere del Dott. Borja.

Tab. 1 - Valori del Coefficiente Biotico (BC), dell'Indice Biotico (BI) corrispondente e delle relative scale di qualità (modificato da Borja *et al*., 2000).

*Biotic Coefficient values (BC), corresponding Biotic Index (BI), and quality levels (modified from Borja* et al., *2000).*

| BC | BI | Stato della comunità bentonica | Grado di inquinamento del sito |
|---|---|---|---|
| 0,0 < BC ≤ 0,2 | 0 | normale | assente |
| 0,2 < BC ≤ 1,2 | 1 | impoverita | lieve |
| 1,2 < BC ≤ 3,3 | 2 | sbilanciata | lieve |
| 3,3 < BC ≤ 4,3 | 3 | tendente ad inquinata | moderato |
| 4,3 < BC ≤ 5,0 | 4 | inquinata | moderato |
| 5,0 < BC ≤ 5,5 | 5 | tendente a fortemente inquinata | forte |
| 5,5 < BC ≤ 6,0 | 6 | fortemente inquinata | forte |

Tab. 2 - Lista dei taxa trovati in Adriatico, non presenti nella lista di Borja *et al*. (2000) e assegnati ai cinque Gruppi Ecologici (E.G.). N.A. = specie non assegnate ad alcun gruppo ecologico.

*List of new taxa found in Adriatic, not present in the list of Borja* et al. *(2000) and assigned to the five Ecological Groups (E.G.). N.A. = Species not assigned to any ecological group.*

| Taxa | E.G. | Taxa | E.G. | Taxa | E.G. |
|---|---|---|---|---|---|
| *Amage adspersa* | I | *Epitonium commune* | I | *Perioculodes* sp. | I |
| *Amphitrite* sp. | I | Holothurioidea | I | *Phaxas adriaticus* | I |
| *Anadara demiri* | IV | *Hydrobia ventrosa* | III | *Phoronis* sp. | I |
| *Anodontia fragilis* | I | *Kefersteinia cirrata* | N.A. | *Phyllochaetopterus* sp. | N.A. |
| *Aphelochaeta marioni* | III | *Lentidium mediterraneum* | III | *Pitar mediterranea* | II |
| *Aphelochaeta multibranchis* | IV | *Lumbrineris tetraura* | II | *Processa edulis* | I |
| *Apseudes latreillii* | III | *Modiolarca subpicta* | I | *Pseudolirius kroyeri* | N.A. |
| *Bathyarca philippiana* | I | *Musculista senhousia* | III | Sabellidae | N.A. |
| *Brachynotus sexdentatus* | N.A. | *Mytilus galloprovincialis* | III | *Scapharca inaequivalvis* | N.A. |
| Caprellidae | II | *Nassarius mutabilis* | II | *Sigambra tentaculata* | IV |
| *Carcinus aestuarii* | III | *Sthenolepis yhleni* | N.A. | *Tapes philippinarum* | II |
| *Chrysallida suturalis* | N.A. | *Ophiodromus agilis* | II | *Tellina planata* | I |
| *Cumella limicola* | N.A. | Ophiuroidea | II | *Tubularia* sp. | I |
| *Donax semistriatus* | I | *Orbinia* sp. | I | *Turritella biplicata* | I |

I dati biologici riguardano le località di Porto Garibaldi (St. 4, 304, 1004) e Cesenatico (St. 14, 314, 1014). Le stazioni di campionamento sono disposte lungo un transetto perpendicolare alla linea di costa a 0,5, 3 e 10 km di distanza e a 3, 8 e 14/12 m di profondità. Tali stazioni oltre a riflettere situazioni biocenotiche diverse, godono del supporto di analisi chimico-fisiche effettuate con frequenza settimanale a cura della Struttura Oceanografica Daphne, appartenente all'Agenzia Regionale Prevenzione e Ambiente (ARPA) di Cesenatico. Con cadenza stagionale (marzo, maggio, luglio ed ottobre), a partire dal luglio 1996, mediante l'utilizzo di una benna van Veen di 0,06 $m^2$, vengono eseguiti prelievi di macrobenthos (4 repliche per stazione)

e di sedimento per l'analisi granulometrica; i campioni raccolti sono setacciati su un vaglio con maglie da 1 mm e quindi immediatamente fissati con una soluzione di acqua di mare e formalina al 10%.

I valori di Coefficiente Biotico ottenuti in tutte le stazioni e durante l'intero periodo di studio sono stati correlati, mediante correlazione non parametrica di Spearman, con i valori dei parametri strutturali della comunità bentonica (abbondanza, ricchezza, diversità ed equiripartizione) e con i valori dei principali parametri chimico fisici (concentrazione di ossigeno sul fondo, di clorofilla "a", di nitrati e di fosfati, trasparenza della colonna d'acqua e percentuale di fango nel sedimento), ottenuti dalla media di misure eseguite con cadenza settimanale nel periodo tra due campionamenti successivi. Per l'analisi delle correlazioni è stato utilizzato il software SPSS 10.0.

## Risultati

Gli istogrammi di Fig. 1 rappresentano l'andamento del Coefficiente Biotico, nelle stazioni in esame, dal luglio 1996 al luglio 2001; la linea tratteggiata indica l'intervallo corrispondente al grado di inquinamento stimato dall'indice (assente, lieve, moderato, forte).

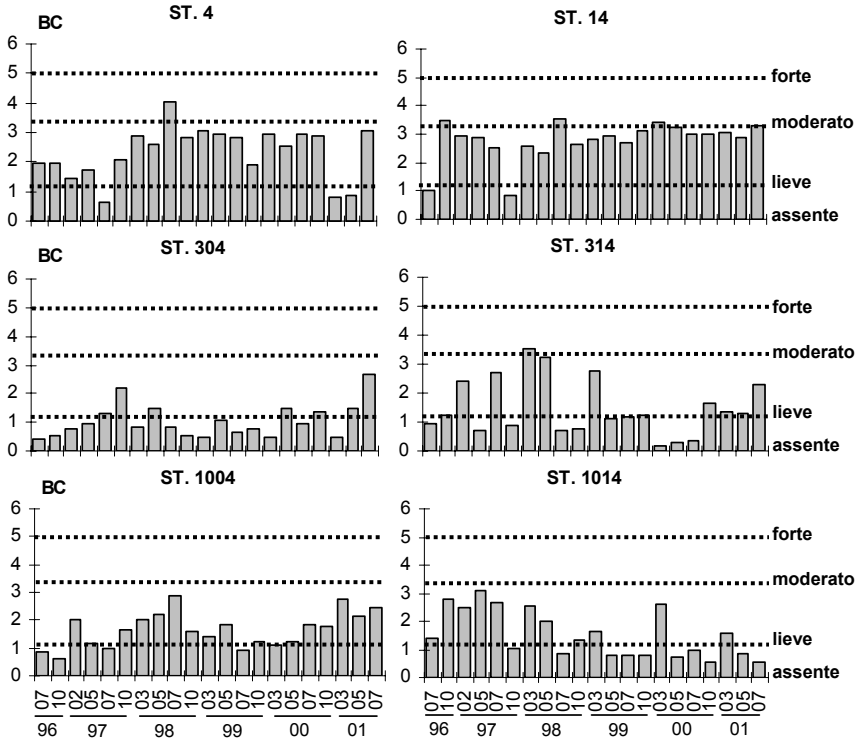



Fig. 1 - Andamento del Coefficiente Biotico (BC), dal luglio '96 al luglio '01, nelle stazioni considerate e corrispondente livello di inquinamento (assente, lieve, moderato, forte).

*Biotic Coefficient (BC), from July 1996 to July 2001, in the considered stations and related pollution level (absent, slight, mean, heavy).*

Valori maggiori del Coefficiente si registrano nelle stazioni a riva (St. 4 e 14), dove la comunità appare, per la maggior parte delle date di campionamento, "sbilanciata" ($1,2 < BC \leq 3,3$) ad indicazione di uno stato di leggero inquinamento. Condizioni di moderato inquinamento ($BC > 3,3$) si registrano, in entrambe le località (St. 4, luglio '98; St. 14, ottobre '96, luglio '98 e marzo '00) in corrispondenza di elevate densità del bivalve *Lentidium mediterraneum* (G III) e del polichete *Prionospio caspersi* (G IV). Alle stazioni a batimetria intermedia (304, 314) esiste una maggiore variabilità. La condizione più frequente è quella di una comunità macrobentonica "impoverita" ($0,2 < BC \leq 1,2$), indicativa comunque di un ambiente non inquinato. Il peggioramento di marzo '98, alla stazione 314 ($BC = 3,5$), è determinato dall'abbondanza dei policheti *Capitomastus minimus* (G IV), *P. caspersi* e *Spio decoratus* (G III), mentre la comunità "normale" di marzo '00 è dominata dal polichete *Owenia fusiformis* (G I). Nella stazione al largo di Porto Garibaldi (1004) predomina un lieve inquinamento ($BC < 2,9$). A Cesenatico (St. 1014), fino a marzo '99 la comunità bentonica appare "sbilanciata" soprattutto per le alte densità del mollusco *C. gibba* (G IV); dal maggio '99 *C. gibba* diminuisce e le condizioni migliorano, la comunità è impoverita e l'ambiente tendenzialmente non inquinato.

L'applicazione del Coefficiente Biotico alle comunità del Nord Adriatico ha richiesto l'attribuzione, ai rispettivi Gruppi Ecologici, di diverse specie non comprese nell'elenco fornito da Borja. Tale attribuzione ha ridotto al di sotto del 6% la percentuale di individui appartenenti a specie non assegnate ad alcun Gruppo Ecologico. In alcuni campionamenti, alla stazione 314, gli individui non conteggiati arrivano a costituire il 32% dell'abbondanza totale (luglio '01): le specie responsabili sono il polichete *Phyllochaetopterus* sp. e i crostacei *Pseudolirius kroyeri* e *Cumella limicola*; quest'ultima specie compromette il risultato del Coefficiente anche alla stazione 14, nel maggio '00.

Tab. 3 - Spearman Rank Correlation tra l'indice BC e alcuni parametri strutturali e chimico-fisici. Sono riportate solo le correlazioni significative (*correlazione significativa al livello 0,05, **correlazione significativa al livello 0,01).

*Spearman Rank Correlation between the BC index and some structural and chemical-physical parameters. Only significant correlations are reported (*significant correlation at 0.05 level, ** significant correlation at 0.01 level).*

| | | | |
|---|---|---|---|
| **Parametri strutturali** | Abbondanza | Coefficiente di correlazione<br>Significatività (2-code) | 0,253<br>0,004 ** |
| | Diversità di Shannon | Coefficiente di correlazione<br>Significatività (2-code) | -0,193<br>0,031 * |
| **Parametri chimico-fisici** | Concentrazione di fosfati | Coefficiente di correlazione<br>Significatività (2-code) | 0,212<br>0,017 * |
| | Trasparenza | Coefficiente di correlazione<br>Significatività (2-code) | -0,285<br>0,001 ** |

In Tab. 3 sono indicate le correlazioni risultate statisticamente significative, anche se i coefficienti di correlazione di Spearman rimangono piuttosto bassi, mentre in Fig. 2 è rappresentato l'andamento dei valori medi di abbondanza, diversità, concentrazione di fosfati e trasparenza (parametri risultati correlati con il Coefficiente Biotico) in campioni con lo stesso grado di alterazione della comunità macrobentonica,

qui indicato per praticità con il valore di Indice Biotico, che riassume con un solo numero l'intervallo dei valori di BC (Tab. 1). L'abbondanza media, nonostante mostri una grande variabilità, aumenta da 1.302 ind. $m^{-2}$ (BI=0) a 15.472 ind. $m^{-2}$ (BI=3); la diversità diminuisce, a partire da BI=1, da 1,80 a 1,15. Relativamente ai parametri chimico-fisici, i fosfati mostrano solo un tendenziale aumento all'aumentare di BI, mentre la trasparenza diminuisce progressivamente da BI=1.

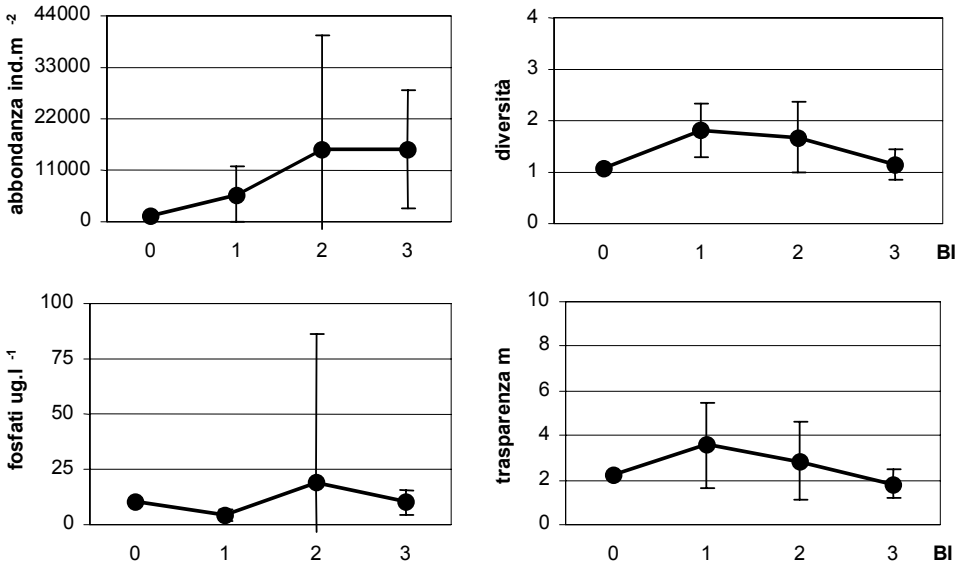



Fig. 2 - Valori medi e deviazioni standard di abbondanza, diversità, concentrazione di fosfati e trasparenza della colonna d'acqua ottenuti in campioni con lo stesso Indice Biotico (BI). Per la corrispondenza fra i valori di BI e BC si veda Tab. 1

*Average value and standard deviation of abundance, diversity, phosphate concentration and transparency values obtained on samples having the same Biotic Index (BI). For the correspondence between BI and BC values see Tab. 1.*

## Conclusioni

Nonostante il Coefficiente Biotico sia stato sviluppato per la Baia di Biscaglia, sembra poter essere applicato con facilità anche ad altri ambienti costieri condizionato solo dalla possibilità di classificare le specie presenti nei cinque gruppi ecologici previsti. Relativamente al Nord Adriatico l'assegnazione delle specie che caratterizzano la comunità macrobentonica locale ai gruppi ecologici corrispondenti è tale da non compromettere, con alcune eccezioni, il valore finale del Coefficiente; la percentuale di individui non assegnati ad alcun gruppo ecologico è inferiore al 6% per la maggior parte dei campionamenti. Nelle stazioni esaminate il Coefficiente Biotico identifica in media condizioni di leggero inquinamento, con un lieve peggioramento nelle stazioni a riva (St. 4 e 14), soprattutto a Cesenatico. Il Coefficiente è tendenzialmente inferiore nelle stazioni intermedie (St. 304 e 314), con valori più bassi a Porto Garibaldi rispetto a Cesenatico.

I parametri strutturali della comunità bentonica maggiormente legati all'andamento del Coefficiente Biotico sono l'abbondanza e la diversità (Tab. 3). L'andamento dell'abbondanza (Fig. 2) è in perfetto accordo con quanto osservato da Borja *et al.* (2000): in condizioni di leggero e moderato inquinamento aumenta il numero di individui appartenenti alle specie più opportuniste ed infatti, nelle stazioni a riva, tale situazione si ha in corrispondenza di alte densità di *L. mediterraneum* (G III) e *P. caspersi* (G IV). La diversità diminuisce in funzione dell'aumento di inquinamento, fa eccezione il caso di BI = 0 ($0,0 < BC \leq 0,2$) che può essere spiegato con la presenza di comunità bentoniche con scarsa abbondanza e ridotto numero di specie.

Relativamente alla relazione tra parametri ambientali e valore di Coefficiente Biotico, è stata individuata una debole ma significativa correlazione con la concentrazione di fosfati nella colonna d'acqua e con la trasparenza, ad indicazione che ad un aumento dei nutrienti e del materiale in sospensione nella colonna d'acqua corrisponde un probabile aumento del carico organico e conseguentemente del Coefficiente. La mancanza di altre correlazioni significative può essere attribuibile ad una relativa costanza, durante il periodo di studio, dell'ambiente chimico-fisico nelle stazioni esaminate. La concentrazione media di ossigeno, ad esempio, scende di poco al di sotto dei 3 $mg.l^{-1}$ in sole tre occasioni al transetto di Porto Garibaldi. Come evidente anche dalla fig. 2, nei nostri campioni non sono rappresentate condizioni di forte inquinamento (BI = 6) e sono scarse anche quelle relative a condizioni inalterate (BI = 0) Del resto valori estremi di inquinamento ambientale non sono stati riportati per questa zona nel periodo considerato, anche se sono state registrate variazioni della struttura del macrobenthos probabilmente legate ad una graduale variazione delle caratteristiche dell'ambiente sedimentario (Occhipinti Ambrogi *et al.,* 2002).

Per una più soddisfacente validazione dell'utilizzo del Coefficiente Biotico per il monitoraggio della qualità ambientale dell'Alto Adriatico è opportuno verificare la sua applicazione in siti distribuiti in un'area geografica più estesa, caratterizzati da una maggiore variabilità ambientale, in modo tale da poter verificare la validità del metodo a tutti i livelli di inquinamento identificati.

**Summary**

The Biotic Coefficient (Borja *et al*., 2000) for the evaluation of the biological quality of marine coastal environments, was applied to macrobenthos sampled seasonally, from July 1996 to July 2001, in two areas along the Emilia Romagna coast: Porto Garibaldi and Cesenatico (Northern Adriatic Sea). This index was chosen among soft bottom macrobenthic indices both for the kind of data requested (benthic specific abundance) and for simplicity of calculation procedures. The index revealed a condition of slight to moderate pollution throughout the entire study period. The highest Coefficient values were found at the coastal stations and were generally higher at Cesenatico. The index values recorded at intermediate stations were inferior to those at deeper ones. The results were correlated both to the structural indices of the community and to the environmental data. Positive correlations were found with abundance and Shannon's diversity and with phosphate concentration and transparency. The method proved to be practical and easy to apply. A better validation of its use in monitoring programs would require extensive research in stations that differ significantly in environmental conditions.

**Ringraziamenti**

Gli Autori ringraziano il Centro Ricerche Marine di Cesenatico e l'equipaggio della motonave Daphne II per il continuo supporto alla ricerca, tutti coloro che hanno collaborato ai campionamenti (studenti, borsisti e dottorandi della Sezione di Ecologia di Pavia) e il Dr. Borja per l'aiuto nell'applicazione dell'indice.

**Bibliografia**

BELLAN G. (1980) - Relationship of pollution to rocky substratum polychaetes on the French Mediterranean coast. *Mar. Pollut. Bull*., **11**: 318-321.

BILYARD G.R. (1987). The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Mar. Pollut. Bull.,* **18**: 581-585.

BLANDIN M. (1986) - Bioindicateurs et diagnostique des systèmes écologiques. *Bull. Ecol*., **17** (4): 215-307.

BORJA A., FRANCO J., PÈREZ V. (2000) - A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Pollut. Bull.,* **40** (12): 1100-1114.

DAUER D.M. (1993) - Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. *Mar. Pollut. Bull.,* **26** (5): 249-257.

ENGLE V.D., SUMMERS J.K., GASTON G.R. (1994) - A benthic index of environmental condition of Gulf of Mexico estuaries. *Estuaries*, **17** (2): 372-384.

FANO E.A., MISTRI M., ROSSI R. (2003) - The Ecofunctional Quality Index (EQI): a new tool for assessing lagoonal ecosystem impairment. *Estuar*. *Coastal Shelf Sci*., **56** (3-4): 709-716.

GRALL J., GLEMAREC M. (1997) - Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuar*. *Coastal Shelf. Sci*., **44** (Suppl. A): 43-45.

GRAY J.S., MIRZA F.B. (1979) - A possible method for the detection of pollution-induced disturbance on marine benthic communities. *Mar. Pollut. Bull.,* **10** (5): 142-146.

JORDAN S.J., VAAS P.A. (2000) - An index of ecosystem integrity for Northern Chesapeake Bay. *Environ. Sci. Policy*, **3**: S59-S88.

LAUBIER L. (1991) - Les marées noires. Conséquences à long term. *La Recherche,* **22**: 814-823.

LONG E.R., CHAPMAN P.M. (1985) - A Sediment Quality Triad: Measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound. *Mar. Pollut. Bull.,* **16** (10): 405-415.

OCCHIPINTI AMBROGI A., FORNI G. (2003) - Gli Indici Biotici. In: Gambi M.C., Dappiano M. (eds), Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo. *Biol. Mar. Medit*., **10** (Suppl. 1): 577-604.

OCCHIPINTI AMBROGI A., FAVRUZZO M., SAVINI D. (2002) – Multi-annual variations of macrobenthos along the Emilia-Romagna coast (Northern Adriatic). *P.S.Z.N. Mar. Ecol*., **23** (Suppl. 1): 307-319.

PEARSON T.H., ROSENBERG R. (1978) - Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev*., **16**: 229-311.

RINALDI A., MONTANARI G., GHETTI A., FERRARI C.R. (1992) - Anossie nelle acque costiere dell'Adriatico nord-occidentale. Loro evoluzione e conseguenze sull'ecosistema bentonico. *Biol. Mar.* (Suppl. Notiziario S.I.B.M.), **1**: 79-89.

ROBERTS R.D., GREGORY M.R., FOSTER B.A. (1998) - Developing an efficient macrofauna monitoring index from an impact study–a dredge spoil example. *Mar. Pollut. Bull.,* **36** (3): 231-235.

SMITH E.W., BERGEN M., WEISBERG S.B., CADIEN D., DALKEY A., MONTAGNE D., STULL J.K., VELARDE R.G. (2001) - Benthic Response Index for assessing infaunal communities on the mainland shelf of Southern California. *Ecol. Appl.*, **11**: 1073-1078.

WARWICK R.M. (1986) - A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Mar. Biol.*, **92**: 557-562.

WEISBERG S.B., RANASINGHE J.A., DAUER D.M., SCHAFFNER L.C., DIAZ R.J., FRISTEN J.B. (1997) - An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries*, **20** (1): 149-158.

WORD J.Q. (1980) - Classification of benthic invertebrates into infaunal trophic index feeding groups. *Biennal Report 1979-1980*, *Southern California Coastal Water Research Project*, Long Beach, California: 103-121.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 210-229

F. Giovanardi, C.R. Ferrari[1], A. Rinaldi[1], R.A. Vollenweider[2]

ICRAM – Istituto Centrale per la Ricerca Applicata al Mare, Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
[1]ARPAER Struttura Oceanografica Daphne, V.le Vespucci, 2 - 47042 Cesenatico (FC), Italia.
[2]Senior Scientist emeritus. National Water Research Institute, CCIW, Burlington, Ontario, Canada.

# L'IMPIEGO DELL'INDICE TRIX E DI ALTRI INDICATORI DERIVATI A SUPPORTO DELLE AMMINISTRAZIONI PER LA REDAZIONE DEI PIANI DI TUTELA (ART. 44, D.LGS. 152/99): IL CASO EMILIANO-ROMAGNOLO

## *THE USE OF TROPHIC INDEX TRIX AND OTHER DERIVED INDICATORS AS MANAGEMENT TOOLS FOR REGIONAL GOVERNEMENT ADMINISTRATORS: THE CASE OF THE EMILIA ROMAGNA COASTAL WATERS*

***Abstract***

*In this paper, statistical procedures for monitoring data analysis are proposed, in order to proceed to a correct trophic classification of coastal waters. The use of TRIX Index and other derived indexes and indicators is described, with the aim of assessing water quality and to establish possible quality objectives for a given coastal reach. Hypothesis and significance tests are applied to different sample TRIX distributions. In such a way statistically homogeneous marine coastal areas are identified. Historical data series, related to the Po River-Adriatic Sea system (1982-2001), are then analysed. An overall decrease in trophic levels as a general trend, but, at the same time, a progressive and significant growth in the "system efficiency" to produce biomass, are pointed out. Finally, possible scenarios referred to different intervention policies of nutrient loadings removal from the tributary basins, are analysed. Corresponding expected trophic levels for the coastal system, based on the TRIX most probable values, are reported.*

***Key-words:*** *eutrophication, NW Adriatic coastal waters, monitoring, trophic levels, TRIX.*

## Introduzione

Le campagne di monitoraggio condotte sui corpi idrici per produrre informazione sulla qualità delle acque, in realtà forniscono un insieme di dati riferiti a singole misure e a singoli prelievi di campioni sottoposti ad analisi di laboratorio. Gli utenti di queste informazioni ovviamente non sono interessati ai campioni *in sé*; un programma di monitoraggio deve fornire risposte che sono piuttosto di carattere generale:

- quali sono le condizioni "medie" della qualità delle acque? Quali sono le condizioni estreme?
- È possibile aggregare i dati delle singole stazioni di misura in modo da avere distribuzioni statistiche omogenee, allo scopo di individuare aree o tratti rappresentativi, aventi le stesse caratteristiche qualitative?
- Di quanto differiscono le condizioni di qualità in zone separate e, se si trova una differenza, essa può essere considerata statisticamente significativa?
- Infine, è possibile evidenziare una modifica delle condizioni di qualità nel tempo, tali da giustificare un miglioramento (o un peggioramento)?

Nel fissare le strategie del monitoraggio, questi concetti-chiave devono essere tenuti sempre in considerazione, in modo tale che il progetto stesso del programma di campionamenti e misure sia congruo con gli obiettivi generali e specifici che si intendono perseguire. (Cfr. Ward *et al.*, 1990).

In tema di classificazione delle acque costiere, la vigente normativa nazionale, non fornisce per il momento criteri e strumenti per una valutazione complessiva dello stato ambientale di questi corpi idrici, ma limita la caratterizzazione di qualità alla definizione del solo "stato trofico", da integrare con il giudizio emergente dalle indagini sul biota e sui sedimenti.

Sui valori medi assunti dall'Indice TRIX (Vollenweider *et al.*, 1998), è basato il criterio che definisce lo stato trofico attuale (D.Lgs 152/99 - Allegato n. 1 - punto 5.3), e permette di fissare gli obiettivi di qualità per i corpi idrici marino-costieri, indirizzando di fatto le strategie di intervento della pianificazione di bacino e le azioni che i Piani di Tutela in via di predisposizione da parte delle Regioni, dovranno individuare. L'applicazione di questo criterio comporta il ricorso a metodologie statistiche di elaborazione dei dati, tra cui: *a*) la trasformazione dei dati grezzi ai fini della normalizzazione delle distribuzioni campionarie, *b*) la ricerca e l'eliminazione degli outliers, *c*) la stima corretta dei parametri statistici delle distribuzioni campionarie, *d)* la dimensione ottimale del campione, *e)* test di ipotesi e di significatività, ecc. In questo lavoro vengono pertanto presentate e discusse le procedure da adottare per una corretta classificazione dello stato trofico delle acque costiere, in linea con gli indirizzi legislativi.

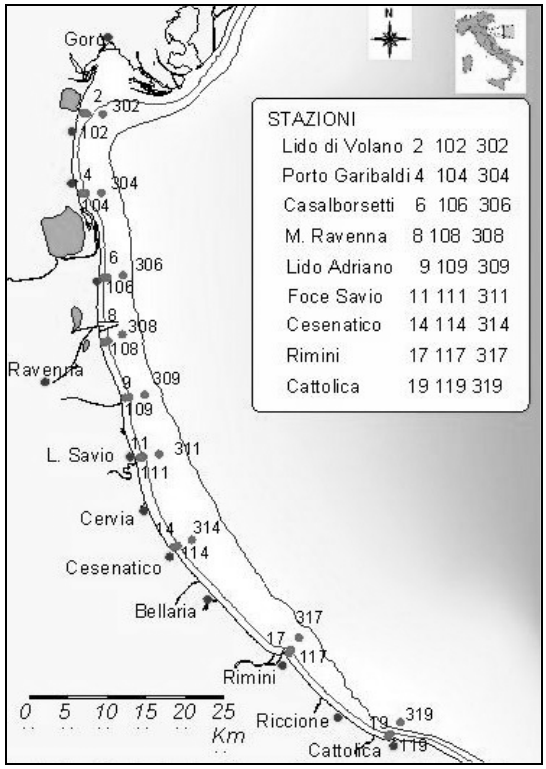



Fig. 1 - Acque costiere dell'Emilia Romagna: rete di monitoraggio in ottemperanza al D.Lgs. 152/99. Stazioni di prelievo e misura per: acqua, sedimenti e biota.

*Emilia Romagna coastal waters; surveillance grid sampling stations for water, sediments and biota, in agreement with Italian National Law (D.Lgs. 152/99).*

## Materiali e metodi

*Dati utilizzati*

I dati elaborati sono quelli prodotti dalla Regione Emilia Romagna per rispondere alle richieste dal citato D.Lgs 152/99, in tema di monitoraggio costiero e di prima classificazione delle acque. Il periodo indagato va dal gennaio 2000 al dicembre 2001, per un totale di 1878 campioni analizzati. I prelievi sono stati effettuati in corrispondenza di 9 transetti di misura, con stazioni a 500 m, a 1 km e a 3 km dalla linea di costa (Fig.1). Oltre alle stazioni indicate in figura, congruenti con gli obblighi di legge, sono state incluse anche stazioni appartenenti a transetti intermedi (transetti n 3, 5, 16 e 17), per un totale complessivo di 33 stazioni di misura. Il tratto di costa adriatica monitorato è lungo circa 130 km, dal transetto 2 (Goro – delta del fiume Po), al transetto 19 (Cattolica), al confine amministrativo con la regione Marche. I parametri considerati nel seguito, sono quelli utilizzati per il calcolo dell'Indice TRIX: ossigeno disciolto, clorofilla *a*, fosforo totale e azoto disciolto inorganico (DIN: nelle sue forme $N\text{-}NO_3$, $N\text{-}NO_2$, $N\text{-}NH_3$). Sono stati considerati anche altri parametri che non figurano direttamente nella formula dell'Indice TRIX: *a)* biomassa fitoplanctonica (determinazioni quali-quantitative, relativamente al numero di cell/L per diatomee, dinoflagellate, altro fitoplancton), *b)* disco Secchi, come misura della trasparenza, parametro che può essere influenzato sia da torbidità minerale, sia dalla biomassa fitoplanctonica in sospensione nella colonna d'acqua, *c)* rapporto di diluizione F%, come indicatore della presenza di nutrienti di provenienza fluviale o comunque terrigena, *d)* fosforo-ortofosfato, indicatore importante per la valutazione dei fattori limitanti la crescita algale. Anche se nel presente lavoro non sono riportate specifiche elaborazioni su questi indicatori, essi sono comunque da ritenersi parametri di stato trofico fondamentali, alla pari dei parametri che compongono il TRIX.

Tutti i dati analitici oggetto delle elaborazioni, si riferiscono a prelievi effettuati in superficie e durante le ore diurne.

*Indici ed indicatori utilizzati*

*1) Fattore di diluizione (F%)*

Questo fattore rappresenta un ottimo indicatore della presenza nelle acque costiere di sali di azoto e di fosforo di provenienza diretta dal continente (Yentsch, 1975).

Viene definito dal seguente rapporto: $$F\% = \frac{S_{mare\ aperto} - S_i}{S_{mare\ aperto}} \cdot 100\,, \qquad (1)$$

dove $S_{mare\ aperto}$ rappresenta la salinità rilevata al largo, mentre $S_i$ è la misura di salinità nel punto *i*-esimo, rilevata all'atto del campionamento. 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). Essendo i nutrienti, come del resto anche le sostanze contaminanti che raggiungono le acque costiere, associati alle acque dolci di origine continentale, è possibile assegnare al loro trasporto un valore quantitativo, specialmente nelle zone estuarine e nei tratti costieri influenzati da notevoli apporti d'acqua dolce (Officer, 1976), come per esempio il sistema Po-Adriatico. Per questo sistema, la concentrazione attesa di P totale a mare veniva realisticamente valutata come funzione empirica del progressivo decremento di F% (Giovanardi e Tromellini, 1992). Il fattore di diluizione trova un utile impiego anche nelle aree dove i gradienti di salinità sono meno marcati, dove manca un'unica significativa sorgente d'acqua dolce (i.e. foce di un grande fiume) e 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.

*2) Il rapporto N/P*

Nelle acque costiere adriatiche (Cfr. i periodici rapporti annuali della Regione Emilia-Romagna), il fosforo ha sempre assunto il ruolo di fattore limitante la crescita algale. Dall'analisi dei risultati relativi al primo periodo di monitoraggio costiero (1996-1999), condotto dalle Regioni costiere italiane ai sensi della legge 979/82 "Difesa del Mare" in convenzione con il Ministero dell'Ambiente, la fosforo-limitazione è di norma la condizione che caratterizza acque costiere con livelli trofici mediamente elevati. L'azoto-limitazione è invece riscontrabile nelle aree in cui il rischio eutrofico è molto basso, se non del tutto assente (Cfr. ICRAM e Servizio Difesa Mare del Min.Amb., 2000).

*3) Clorofilla e fitoplancton*

La clorofilla è un indicatore trofico di primaria importanza. Essa è direttamente correlata alla quantità di biomassa fitoplanctonica presente nelle acque costiere. Alti valori di clorofilla di norma coincidono con bassi valori di salinità, a causa degli apporti d'acqua dolce dai bacini costieri ad alto contenuto di nutrienti. Intense e persistenti fioriture di diatomee caratterizzano l'intera costa emiliano romagnola, soprattutto nei periodi invernali e primaverili. Le dinoflagellate mostrano in genere densità più basse e si presentano soprattutto nel periodo estivo, con fioriture per lo più localizzate nelle stazioni più costiere.

*4) L'Indice denominato TRIX*

L'Indice TRIX assegna un valore numerico (una misura) ai livelli trofici delle acque costiere. Nella formulazione dell'Indice sono state prese in considerazione quelle grandezze che mostravano di possedere i seguenti requisiti:

- essere significative in termini sia di produzione della biomassa fitoplanctonica, che di dinamica della produzione stessa;
- essere rappresentative in relazione ai principali fattori causali;
- essere basate su misure di routine, solitamente eseguite nell'ambito di campagne di monitoraggio costiero.

Come componenti fondamentali sono stati perciò individuati i seguenti fattori:

1) Indicatori diretti di produttività:
- clorofilla "*a*": *[ChA: µg/L]* ,
- ossigeno, come deviazione assoluta (%) dalla saturazione: *[ass|100-%O|=aD%O]*

2) Fattori nutrizionali:
- *Totali:* azoto totale: *[TN: µg/L],* fosforo totale: *[TP: µg/L]*
- *Disponibili:* azoto inorganico disciolto come $N\text{-}(NO_3+NO_2+NH_4)$: *[DIN = minN: µg/L],* fosforo inorganico disciolto come $P\text{-}PO_4$: *[DIP =* $P\text{-}PO_4$*: µg/L]*

La formulazione finale adottata per l'Indice è stata la seguente:

$$Indice\ TRIX = (Log_{10}\ [ChA] + Log_{10}\ [aD\%O] + Log_{10}\ [DIN] + Log_{10}\ [TP]+k)/m, \quad (2)$$

dove i nutrienti N e P sono combinati nelle rispettive forme DIN e TP, espresse in µg/L. I coefficienti (k=1.5; m=1.2) che figurano nella formula sono parametri di scala necessari a fissare il limite inferiore dell'Indice e a farlo variare da 0 a 10 unità di TRIX. Questa infatti è risultato l'intervallo ottimale della scala trofica, per consentire la possibilità di discriminazione tra due misure contigue di TRIX, secondo i metodi offerti dalla teoria del controllo statistico.

*5) Coefficiente di efficienza*

Il Coefficiente di Efficienza viene definito come:

$$Eff.\ Coeff. = Log_{10}\ ([ChA \cdot aD\%O]/[DIN \cdot PT]), \quad (3)$$

ciò che equivale al logaritmo del rapporto tra le due principali componenti aggregate dell'Indice TRIX.

Da un punto di vista numerico, i valori assunti da questo coefficiente sono di norma negativi, oscillando nelle nostre analisi da un minimo di –4,48 (registrato nelle acque costiere ioniche), fino a un massimo di +0,45 (acque costiere del NW Adriatico). Nell'intervallo complessivo dei valori registrati per Eff. Coeff., è possibile interpretare il significato di ciascun singolo caso come una grossolana, ma realistica stima della misura relativa del grado di utilizzo dei nutrienti. Così, bassi valori di Eff. Coeff. indicheranno un basso grado e, viceversa, alti valori un alto grado di utilizzo di nutrienti. Si può anche ragionare in termini di produttività "attuale" (in relazione a ciascun valore di Eff. Coeff. preso come tale), e di produttività "potenziale" (rispetto alla posizione relativa del singolo valore nell'intero intervallo dei valori registrati). Alternativamente è anche possibile assegnare al numeratore [ChA·aD%O] il significato di componente "attuale" e al denominatore della formula, [DIN·PT], il significato di componente "potenziale". Secondo questa interpretazione, Eff. Coeff., assumerebbe quindi il ruolo di indicatore di quanto un sistema costiero "realmente produce", rispetto a quanto "potrebbe teoricamente produrre".

## Risultati

*Sostanze nutrienti*

Nelle acque costiere adriatiche della riviera romagnola, i nitrati ed i nitriti presentano un andamento tipico stagionale, con i valori massimi nel periodo invernale e primaverile per poi decrescere nel periodo estivo e riprendere nel tardo autunno, come si osserva nella Fig. 2, relativa alle variazioni mensili di alcuni tra i principali parametri di stato trofico, nel triennio 1996-1999 (Banca-dati Sidimar: ICRAM e Servizio Difesa Mare del Min. Amb., 2000). L'andamento di questi parametri è in genere ben correlato con gli abbassamenti della salinità e di conseguenza con le portate dei fiumi, del Po in particolare, ma anche degli altri corsi d'acqua minori. L'azoto ammoniacale presenta anch'esso analogo andamento, ma risente, in alcuni casi in maniera evidente, anche di apporti provenienti dagli insediamenti costieri caratterizzati da alta densità di popolazione. Un ulteriore incremento di questo parametro si rileva nei periodi estivo e autunnale, negli strati profondi, in concomitanza con fenomeni di ipossia/anossia innescati dai processi di degradazione della sostanza organica (in questo caso le concentrazioni maggiori sono ben correlate a bassi valori di ossigeno disciolto).

Le componenti fosfatiche sono rappresentate dal fosforo-ortofosfato e dal fosforo totale. La prima componente è estremamente variabile con tendenza a stabilizzarsi nelle stazioni più lontane dalla costa. Il fosforo sotto questa forma può essere immediatamente assimilato dal fitoplancton; la sua concentrazione in Adriatico presenta solitamente bassissime concentrazioni, a volte inferiori al limite di rilevabilità analitica. In presenza di intense fioriture algali, quando l'ortofosfato disponibile nella colonna d'acqua viene rapidamente consumato, è sicuramente ipotizzabile l'innesco di meccanismi di riciclo di questo nutriente (rapida mineralizzazione e successivo riutilizzo da parte della biomassa algale).

Le concentrazioni di fosforo totale sono invece strettamente collegate alla presenza di particellato organico in sospensione nella colonna d'acqua, sia di origine

detritica, e quindi direttamente correlato agli apporti fluviali, sia fitoplanctonica. Alla fine del suo ciclo può essere immobilizzato nei sedimenti attraverso la formazione di complessi insolubili (in particolare con il calcio e con il ferro ossidato). In caso di situazioni di anossia a livello dell'interfaccia acqua-sedimento, il fosforo può essere rilasciato e tornare in soluzione come ortofosfato biodisponibile. Nella Fig. 2 viene anche riportato l'andamento mensile della media del rapporto N/P (in peso). L'andamento presenta valori molto elevati nelle stagioni autunnale, invernale e primaverile, mentre nel periodo estivo si verifica un consistente abbassamento del rapporto dovuto prevalentemente ai ridotti apporti di azoto (per la scarsità delle portate fluviali).

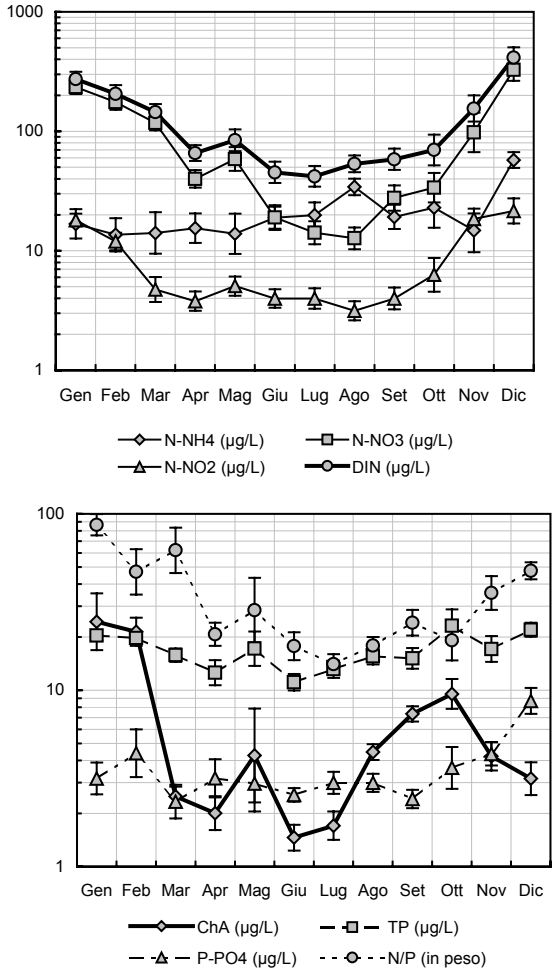



Fig. 2 - Transetti di Cesenatico e Rimini combinati. Periodo: luglio 1996-giugno 1999. Andamento delle Medie mensili (Medie geometriche ed Errore Standard) di alcuni importanti parametri di stato trofico.

*Cesenatico and Rimini combined transects. From July 1996 to June 1999. Monthly average changes (Geometric Means and related Standard Error) of some important trophic state indicators.*

*La classificazione trofica*

*Situazione generale*

La rappresentazione grafica di una distribuzione campionaria di dati di TRIX per mezzo di un diagramma di probabilità normale, è un metodo immediato per verificare visivamente l'approssimazione alla legge normale del campione statistico, a seguito della Log-trasformazione delle variabili originarie e della loro successiva combinazione lineare. Nel diagramma di Fig. 3 è riportata la distribuzione campionaria complessiva dei dati di TRIX relativi a tutti i prelievi effettuati a 500 m, a 1 e a 3 km dalla riva, nel biennio 2000-2001. I livelli trofici tendono a decrescere da destra verso sinistra, da condizioni cioè di elevata produttività, tipiche delle zone estuarine e delle aree di mare direttamente e costantemente interessate da apporti di acque dolci fluviali (con valori di TRIX>6), fino a quelle caratterizzate da bassa produttività che solitamente si riscontrano in mare aperto (con valori di TRIX<3). Le probabilità associate a questi valori-limite sono comunque molto basse. Nella fascia compresa tra l'1% e il 99% di probabilità cumulata, la distribuzione copre un intervallo di circa 4 unità di TRIX. Secondo il criterio di classificazione indicato nel D.Lgs.152, le acque costiere emiliano-romagnole sono da attribuire allo *stato mediocre* (TRIX medio = 5.421, cfr. Tab. 1).

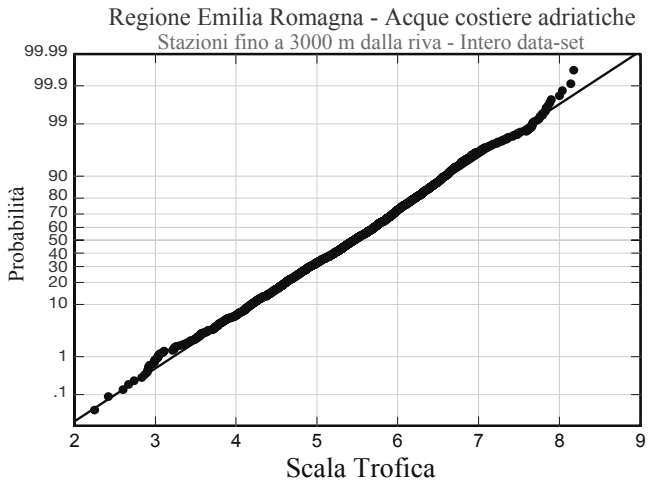



Fig. 3 - Diagramma di probabilità normale per la distribuzione generale dei dati di TRIX.
*Normal probability graph paper for the overall distribution of the TRIX data.*

Tutta la fascia costiera indagata presenta valori di Eff. Coeff. mediamente elevati (di norma compresi tra –2 e –1). Dal confronto con i valori di efficienza relativi alle acque costiere degli altri mari italiani, l'Adriatico Nord Occidentale risulta di gran lunga il più efficiente nel produrre biomassa, a parità di nutrienti biodisponibili.

L'attribuzione allo *stato mediocre* dell'intero tratto costiero regionale emiliano-romagnolo ha tuttavia un valore puramente indicativo, in quanto le condizioni trofiche

rappresentate nel diagramma di Fig. 3 sono estremamente eterogenee e si riferiscono alla totalità dei dati regionali raccolti. Facendo uso del lessico derivato dalla limnologia, tradizionalmente utilizzato per descrivere la qualità di queste acque adriatiche, si passa infatti da condizioni di "ipertrofia" nella zona del delta del fiume Po, a condizioni di "mesotrofia" che si riscontrano nel tratto di costa compreso tra le città di Rimini e Cattolica. Se non si tiene conto della gran varietà di situazioni locali, non ha molta utilità pratica, ai fini della pianificazione, affermare che le acque costiere adriatiche appartengono *in toto* allo *stato mediocre*. Con questo scarso livello di dettaglio non possono essere né individuate, né tantomeno caratterizzate le aree critiche o i tratti di costa che definiremmo a *rischio eutrofico*.

Tab. 1 - Stazioni di campionamento a 500 m, 1 e 3 Km dalla costa. Parametri della distribuzione dei dati complessivi di TRIX e di altri indici derivati (Dimensione del campione statistico: N=1878).

*Sampling stations 500 m, 1 and, 3 km off-shore. Overall TRIX data distribution parameters (Sample size: N=1878).*

| | Indice TRIX | Eff. Coeff. | Comp. Attuale | Comp. Potenziale |
|---|---|---|---|---|
| **MEDIA** | 5.421 | -1.710 | 1.648 | 3.358 |
| **STD** | 0.943 | 0.760 | 0.657 | 0.705 |

Le distribuzioni campionarie dei dati di TRIX sono state quindi analizzate per singole stazioni di campionamento.

*L'aggregazione dei dati*

Il primo problema da affrontare, e risolvere con l'aiuto delle regole proprie della statistica parametrica, riguarda l'organizzazione dei dati forniti dal monitoraggio: si tratta cioè di aggregare i dati di TRIX relativi a singole stazioni di misura, in campioni statistici omogenei per quanto attiene alla loro variabilità. Un attento esame dei parametri statistici delle singole distribuzioni campionarie fa sospettare che, per l'intero tratto costiero adriatico della Regione Emilia Romagna, siano presenti parecchie popolazioni di dati di TRIX, caratterizzate da una loro intrinseca variabilità espressa dal parametro STD (Deviazione standard). La STD calcolata su tutto il data-set regionale contrasta con le STD delle singole stazioni, che risultano peraltro estremamente eterogenee tra loro. La media ponderata delle STD tra i gruppi (*pooled* STD = *sp*), calcolata come:

$$sp = \sqrt{\frac{\sum N_i s_i^2}{(\sum N_i) - p}}, \qquad (4)$$

con $N_i$ = numero dei dati per gruppo e $s_i$ = STD dei $p$ gruppi considerati, risulta sensibilmente più bassa rispetto a quella generale e parimenti, non concorda con la media calcolata sulle singole STD per stazione. Il quadro risultante è riportato in Tab. 2.

Tab. 2 - Tabella riassuntiva dei parametri statistici dell'Indice TRIX. Confronti tra le diverse STD.
*Summary table of the TRIX Index statistical parameters. Comparison among the resulting STDs.*

| | Media del TRIX | STD | N. dati |
|---|---|---|---|
| Tra le stazioni (media delle medie) | 5.423 | 0.820 ± STD 0.152 | 33 |
| Pooled STD | - | 0.847 | - |
| Intero data set regionale | 5.421 | 0.943 | 1878 |

L'aggregazione (*pooling)* dei dati in un'unica distribuzione campionaria regionale diventa perciò molto dubbioso. In senso statistico è possibile operare il *pooling* dei dati, soltanto se le varianze delle due popolazioni da aggregare non differiscono significativamente tra loro, cioè a dire se è vera l'ipotesi nulla:

$$H_0: \sigma_1^2 = \sigma_2^2,$$

contro l'alternativa:

$$H_1: \sigma_1^2 \neq \sigma_2^2.$$

Questa verifica è stata effettuata sulle STD campionarie delle 33 stazioni considerate, utilizzando un test di significatività ad una coda (i.e. $H_1: s_i > s_j$), e confrontando il valore della statistica:

$$F = (s_i / s_j)^2$$

con il valore critico:

$$F_{(\alpha;\ N_i-1,\ N_j-1)}$$

L'esito del test confermava l'esistenza di almeno 8 diverse popolazioni di TRIX nei dati della Regione Emilia Romagna. In generale, l'impiego di test di questo tipo evidenzia che, laddove le differenze tra le STD, e quindi tra le rispettive varianze, risultano significative, le sorgenti di variazione espresse dal sistema costiero sull'andamento del TRIX sono di natura così diversa, da non consentire l'aggregazione dei dati in un'unica popolazione.

*La differenza tra le medie*

Sempre facendo uso di un test di ipotesi, è possibile affrontare ora un secondo problema, che si rivela fondamentale ogni volta che si intende operare un confronto tra gruppi, in particolare quando si vuole assegnare significatività statistica alla differenza tra due medie di TRIX, nell'ipotesi che i campioni provengano dalla stessa popolazione normalmente distribuita. In termini statistici si tratta di verificare l'ipotesi nulla:

$$H_0: \mu_1 - \mu_2 = 0$$

contro l'alternativa:

$$H_1: \mu_1 - \mu_2 \neq 0$$

Nel caso di distribuzioni campionarie con numerosità dei campioni N>>100, il test si basa sui valori assunti dalla variabile normale standard *z*. Detta *dM* la diffe-

renza tra 2 medie di TRIX, questa sarà significativamente diversa da zero, se il valore della statistica:

$$z = \frac{dM}{\sigma_{\bar{x}_i - \bar{x}_j}}, \tag{5}$$

risulterà maggiore del corrispondente valore critico $z_c$, per un prefissato livello di probabilità 100(1−α). Nella formula la differenza *dM* viene scalata rispetto alla quantità:

$$\sigma_{\bar{x}_i - \bar{x}_j} = \sqrt{(\sigma_i^2 / N_i) + (\sigma_j^2 / N_j)}, \tag{6}$$

che rappresenta la STD della distribuzione delle medie delle differenze. Per la stima di $\sigma_i$ ed $\sigma_j$ si possono utilizzare le rispettive STD campionarie $s_i$ e $s_j$.

Se la dimensione dei campioni N è invece inferiore a 100, si deve fare ricorso alla *Teoria dei piccoli campioni*. Al posto della variabile normale standard, si utilizza la distribuzione *t* di Student. Affinché la differenza tra due medie di TRIX sia significativa, con campioni estratti dalla stessa popolazione normale (ed aventi dimensioni: $N_1$ ed $N_2$), vale dunque la condizione:

$$dM = sp \cdot t_{(\alpha/2; N_1 + N_2 - 2)} \cdot \sqrt{(1/N_1 + 1/N_2)} \neq 0. \tag{7}$$

## *La classificazione trofica delle acque costiere dell'Emilia Romagna*

Tab. 3 - Acque costiere dell'Emilia Romagna. Organizzazione dei dati in gruppi omogenei per medie e STD e valutazione del Rischio Eutrofico.

*Emilia-Romagna coastal waters: Identification of homogeneous sub-areas, parameters of the related TRIX distributions and Eutrophic risk evaluation.*

| Gruppi | Stazioni | TRIX | | N. dati | Numero dei casi di superamento dei limiti inferiori di stato: | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | media | STD | | Mediocre (>5) | Scadente (>6) |
| **I** | 2-3-4 | 5.972 | 0.735 | 215 | *90.7%* | *48.4%* |
| | 5 | 5.700 | | 44 | *82.9%* | *34.1%* |
| **II** | 102-104 | 5.954 | 0.589 | 32 | *94.7%* | *46.8%* |
| **III** | 105-106-8 -108-109-116-117 | 5.233 | 0.907 | 139 | *60.3%* | *19.8%* |
| | 6-9-11-112-114 | 5.550 | | 245 | *72.9%* | *30.8%* |
| **IV** | 12-14 | 5.584 | 0.695 | 152 | *80.0%* | *27.4%* |
| | 17-18 | 5.137 | | 131 | *57.5%* | *11.0%* |
| **V** | 16 | 5.437 | 0.545 | 48 | *78.8%* | *15.2%* |
| **VI** | 19-119 | 5.065 | 0.813 | 106 | *53.2%* | *12.5%* |
| **VII** | 302-304 | 5.840 | 0.868 | 197 | *83.4%* | *42.9%* |
| **VIII** | 306-308 | 5.443 | 1.028 | 178 | *66.6%* | *29.5%* |
| | 309-314 | 5.132 | | 213 | *55.2%* | *20.1%* |
| | 317-319 | 4.729 | | 178 | *39.7%* | *10.9%* |

Facendo ricorso ai test di ipotesi e di significatività sopra descritti, è stato perciò possibile riorganizzare i dati in gruppi statisticamente omogenei (Tab. 3). Abbiamo ora un quadro più preciso della situazione: l'intero data-set regionale rimane suddiviso in 8 gruppi principali, corrispondenti ad altrettante popolazioni di dati identificate in base alla loro varianza, e in 13 sotto-gruppi individuati in base alla loro media, significativamente diversa dalle altre medie di TRIX. Si può osservare che, in questo modo un solo sottogruppo (VIII: Stazioni 317-319 - Indice TRIX<5 unità) risulta classificabile nello *stato buono*, secondo il criterio riportato nel D.Lgs. 152/99.

Ai fini degli obiettivi di un Piano regionale di Tutela, sono comunque necessarie informazioni più adeguate sul reale stato delle acque costiere, non soltanto la mera attribuzione a questo o a quello stato di trofia. Il giudizio di stato trofico è stato perciò integrato dalla valutazione del *Rischio Eutrofico* a cui un sistema costiero può essere esposto.

*La valutazione del rischio eutrofico*

La definizione di rischio adottata è la seguente: note la media $\bar{x}_i$ e la STD $s_i$ di una distribuzione campionaria di TRIX per una data area costiera, si intende per *Rischio Eutrofico* la probabilità di superamento dei limiti inferiori di *stato mediocre* e *scadente*. In pratica, anche quando la media di una distribuzione campionaria di dati di TRIX è compresa tra le 4 e 5 unità della scala trofica (*stato buono*), singoli valori puntuali possono superare i limiti inferiori di stato posti a valle dello *stato buono*. Più alta è la percentuale dei casi in cui si verifica questo superamento, più alto risulterà il rischio.

La valutazione di questo indicatore in termini quantitativi deriva direttamente dall'ipotesi di normalità assunta per le distribuzioni di *TRIX* e viene calcolata nel modo seguente:

con: $z = \dfrac{L - \bar{x}_i}{s_i} \geq 0$, la Probabilità associata al rischio eutrofico è: $P=100(1-\alpha)$;

con: $z = \dfrac{L - \bar{x}_i}{s_i} < 0$, la Probabilità risulterà: $P=100\ (\alpha)$.

Nelle formule, $\alpha$ rappresenta il valore della funzione della distribuzione normale cumulata e può essere letta per ciascun valore di $|z|$ assegnato, sulle tavole riportate sui manuali. Il termine $L$ vale 5 unità nel caso di superamento del limite inferiore dello *stato mediocre*, oppure 6 unità nel caso di superamento del limite inferiore dello *stato scadente*. Nella Tab. 3 già presentata, sono riportati perciò anche i risultati di questa procedura.

Ai fini di una completa comprensione della situazione trofica relativa ad una data area costiera, una rappresentazione grafica con la distribuzione dei dati di TRIX suddivisi in classi di frequenza e con indicati i limiti previsti dal D.Lgs 152/99 corrispondenti ai diversi stati trofici, assume un immediato ed elevato valore informativo, specialmente nel caso di diffusione dei risultati finali del monitoraggio al pubblico (Fig. 4).

*Il limite alla discriminazione*

Il test applicato alle differenze tra le medie, ci fornisce lo spunto per arrivare ad una corretta impostazione del problema riguardante il limite minimo consentito alla discriminazione tra due valori medi di TRIX (sia in termini spaziali che temporali).

Ovviamente la discriminazione statistica (il potere risolutivo di un test) dipende dalle dimensioni del campione statistico e il *pooling* dei dati, effettuato secondo le regole indicate sopra al fine di accrescere la numerosità del campione, può semplificare di molto il problema. In generale è possibile calcolare *a priori* quale sarà la risoluzione minima per arrivare a distinguere due medie di TRIX, in funzione delle dimensioni dei campioni. Nel caso particolare in cui sia $N_1=N_2=N$, nella formula (7) riportata nel paragrafo sulla differenza tra le medie, i gradi di libertà per la variabile $t$ diventano $(2N-2)$ e il termine sotto radice diventa $\sqrt{(2/N)}$.

Assumendo una $sp$ = 0.90 e scegliendo opportunamente il livello di significatività

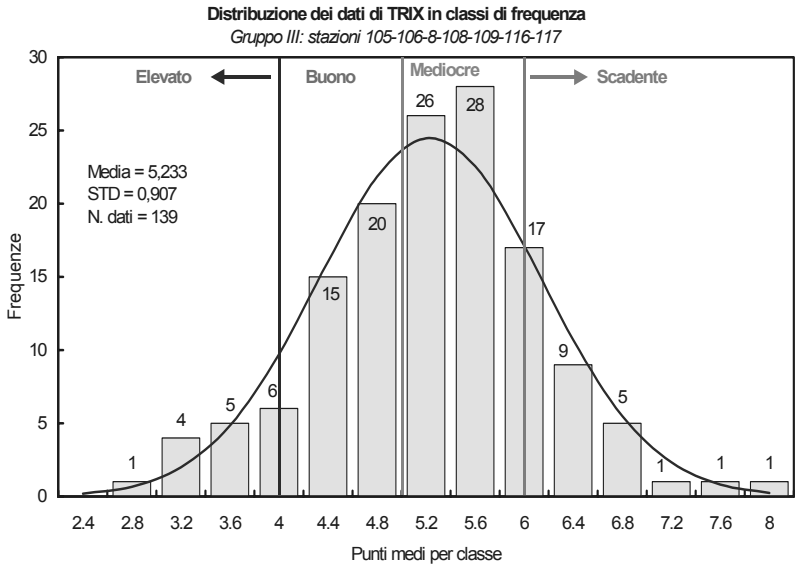



Fig. 4 - Esempio di rappresentazione grafica ai fini della diffusione dei risultati della classificazione trofica.

*Frequency class distribution for TRIX data. Example of graphical representation for dissemination of monitoring results to the public.*

$\alpha/2$=0.025 (con P=95%), otteniamo i seguenti risultati:

- Con $N = 12$ $t= 2.074$ $\sqrt{(2/12)} = 0.408$ $dM > |0.76|$
- Con $N = 52$ $t= 1.983$ $\sqrt{(2/52)} = 0.196$ $dM > |0.35|$
- Con $N = 100$ $t= 1.972$ $\sqrt{(2/100)} = 0.141$ $dM > |0.25|$

Quindi, in linea di massima, con un programma di monitoraggio annuale e con una frequenza di campionamento mensile, si arriverebbe ad una risoluzione delle medie tra due stazioni di misura di solo 0.76 unità di TRIX, il che non è molto favorevole, se si considera che l'intervallo della scala trofica che definisce il passaggio dello *stato buono* a quello *scadente* è di 2 unità di TRIX. Con misure settimanali il limite alla discriminazione scende a 0.35, che rappresenta un valore più accettabile e accurato.

Con 100 dati si raggiunge 1/4 di unità di TRIX. Gli attuali programmi di monitoraggio in Italia (L.979/82) prevedono almeno un prelievo quindicinale per stazione di campionamento e misura. Con la possibilità di aggregare 2 o più stazioni di misura in gruppi omogenei, cosi come è stato mostrato nella sezione precedente, limiti di discriminazione ≤ 1/4 di unità di TRIX sono facilmente raggiungibili, rendendo possibili confronti, sia temporali che spaziali, meno "incerti" e consentendo un uso efficace e sicuro del criterio di attribuzione delle zone costiere allo stato trofico corrispondente, come previsto dalla vigente normativa e in linea con le esigenze dei Piani di Tutela.

*Le tendenze evolutive del sistema trofico*

Lo studio delle tendenze evolutive del sistema costiero adriatico, è stato reso possibile dalla disponibilità ormai ventennale di dati analitici relativi ai parametri di stato trofico. Nei calcoli, si è fatto riferimento al valore assunto dalle medie geometriche annuali[1] di ciascuna variabile di stato considerata. Le valutazioni effettuate si riferiscono a tre aree costiere caratteristiche, rappresentative di:

- zona Nord, direttamente interessata dagli apporti padani (stazioni 2-4: Goro),
- zona Centrale, che verosimilmente sopporta anche carichi provenienti dai bacini minori emiliano-romagnoli, drenanti direttamente a mare (stazione 14: Cesenatico),
- zona Sud, caratterizzata da condizioni trofiche di media produttività (stazione 19: Cattolica).

Le tendenze rappresentate sono:

- di tipo lineare (rette tratteggiate), che mostrano in termini assoluti l'evoluzione complessiva dei sistemi;
- di ordine superiore, che consentono di evidenziare eventuali fenomeni di ciclicità interannuale.

Per brevità si riportano soltanto i diagrammi relativi all'Indice TRIX (Fig. 5) e all'Indice Eff. Coeff. (Fig. 6). Il trend evolutivo dell'Indice TRIX riassume e regolarizza gli andamenti delle sue componenti originarie. Per ciascuna zona considerata, una riduzione complessiva dell'Indice, per il periodo dal 1983 al 2001, è ben evidente. Quanto alla ciclicità degli andamenti, i massimi scostamenti dalla linearità sono registrati nella zona Nord, con due massimi nel 1985 e nel 1995. La tendenza all'incremento che si presenta nell'anno 2001 sembra preludere all'avvio di un terzo ciclo di livelli trofici elevati, ma questo potrà essere confermato soltanto dall'attività di monitoraggio futura.

L'analisi della tendenza evolutiva dell'efficienza del sistema risulta essere di note-

(1) Le variabili di stato considerate (i.e. clorofilla e nutrienti), presentano di norma distribuzioni in classi di frequenza molto asimmetriche e spostate verso destra. Esse possono essere ragionevolmente approssimate alla legge normale mediante log-trasformazione. Per questa ragione il valore medio assunto da queste variabili è meglio rappresentato da una media geometrica (come ad es. negli andamenti riportati in Fig. 2). Sul significato e sulle implicazioni della Log-trasformazione si veda Margalef (1965), Innamorati e Giovanardi (1992). Al contrario, in base alla loro formulazione, TRIX e Eff. Coeff. sono già funzioni logaritmiche e quindi il centro di gravità delle loro distribuzioni è, a tutti gli effetti, una media aritmetica.

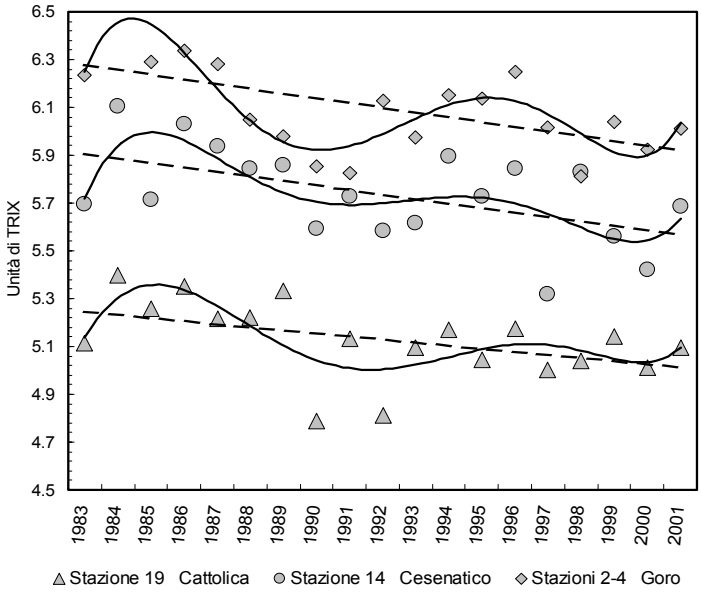



Fig. 5 - Regione Emilia Romagna - Acque costiere adriatiche. Evoluzione dei livelli trofici: andamenti annuali dell'Indice TRIX (Valori medi).

*Emilia-Romagna coastal waters. Long-term changes in trophic levels: TRIX annual means variations.*

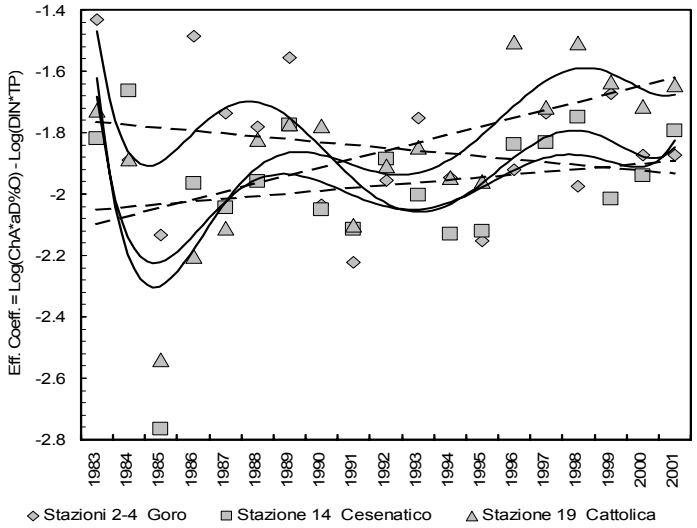



Fig. 6 - Regione Emilia Romagna - Acque costiere adriatiche. Evoluzione dei livelli trofici: Andamenti dell'efficienza del sistema (medie annuali di Eff. Coeff.).

*Emilia-Romagna coastal waters. Long-term changes in the system efficiency: variations of Eff. Coeff. (annual means).*

vole interesse scientifico, ma anche pratico, per le implicazioni a livello gestionale che questo può eventualmente comportare. Nella zona Nord, parallelamente alla diminuzione progressiva dei livelli trofici, si assiste anche ad una riduzione dell'efficienza a utilizzare nutrienti per produrre nuova biomassa. Nelle altre due aree costiere, questa tendenza invece si inverte e, quanto più il livello trofico si abbassa, tanto più l'efficienza aumenta. È corretto interpretare questo fenomeno come una risposta del sistema costiero alla graduale riduzione negli anni dei nutrienti bio-disponibili, che probabilmente determina e/o accelera fenomeni già in atto, di rigenerazione e riciclo dei nutrienti, specialmente del fosforo-ortofosfato. L'aumento dell'efficienza del sistema può infine dare spiegazione logica anche dell'incremento netto osservato negli anni recenti per il transetto di Cattolica (transetto 19) a carico della clorofilla *a* (dati non riportati in questa sede), pur con concentrazioni tipiche di ambiente moderatamente produttivo.

*Gli scenari possibili*

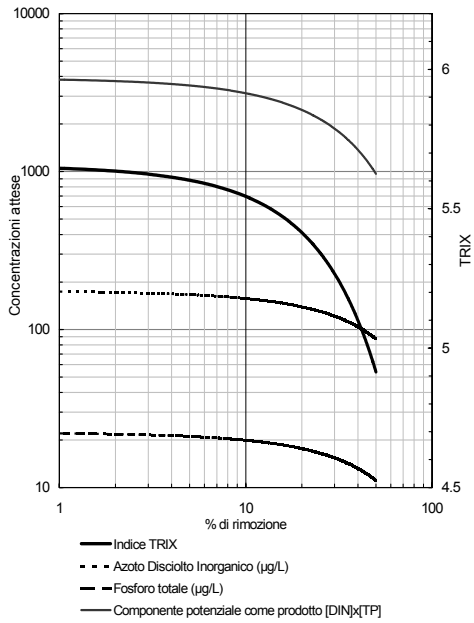



Fig. 7 - Stazione 14, Cesenatico. Variazioni del livello trofico in funzione della progressiva diminuzione dei carichi di azoto e fosforo.

*Cesenatico sampling station (n. 14). Changes in the trophic levels (expected TRIX values) depending on the progressive decrease of nitrogen and phosphorus loadings.*

Le possibili risposte da parte del sistema costiero agli interventi di rimozione di nutrienti, sono state analizzate secondo una procedura basata sull'assunto che, ad una riduzione percentuale dei carichi nel bacino attuata attraverso gli interventi di risanamento, anche le concentrazioni medie annue dei nutrienti a mare subiscano una equivalente riduzione media percentuale. I diagrammi presentati di seguito rappresentano

perciò strumenti di analisi adeguati ai fini della previsione degli effetti possibili sui livelli trofici delle acque costiere adriatiche, derivanti da scelte strategiche diverse nelle politiche di controllo dei nutrienti.

Sono presentati due tipologie di diagrammi:

- Variazione dei livelli trofici in funzione della progressiva diminuzione delle concentrazioni di azoto e fosforo in mare (Fig. 7).
- Variazioni attese dell'Indice TRIX e della misura del "rischio eutrofico" (Fig. 8).

Nell'analizzare i diagrammi, si ricorda che l'Indice TRIX è di per sé una funzione logaritmica. Di conseguenza variazioni lineari dell'Indice corrispondono a variazioni di tipo esponenziale a carico delle concentrazioni delle singole componenti a mare.

Il diagramma presentato in Fig. 9, riassume tutti gli scenari possibili. L'impiego di questo Diagramma Generale di Riferimento permette di valutare la riduzione del livello trofico in termini di media annuale più probabile dei valori di Indice TRIX. Vengono rappresentati tre tipi di curve, contrassegnate dalle lettere maiuscole, dalle lettere minuscole e dalle lettere minuscole *in corsivo*, cioè a dire: A) variazione del TRIX, a) variazione della componente "fattori nutritivi" Log[(DIN]*[TP]), *a)* variazione della componente "produttività reale" Log[(ChA]*[aD%O]).

Gli effetti di politiche di intervento specifiche per la riduzione dei carichi di azoto

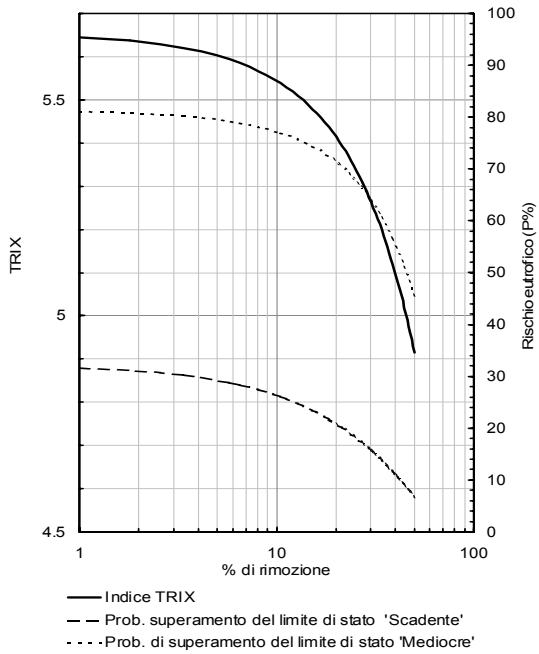



Fig. 8 - Stazione 14, Cesenatico. Variazioni attese per l'Indice TRIX e per la misura del rischio eutrofico in funzione della progressiva rimozione dei carichi di nutrienti.

*Cesenatico sampling station (n. 14). Expected changes for TRIX Index and corresponding variations of the related eutrophic risk, depending on progressive removal of nutrient loadings.*

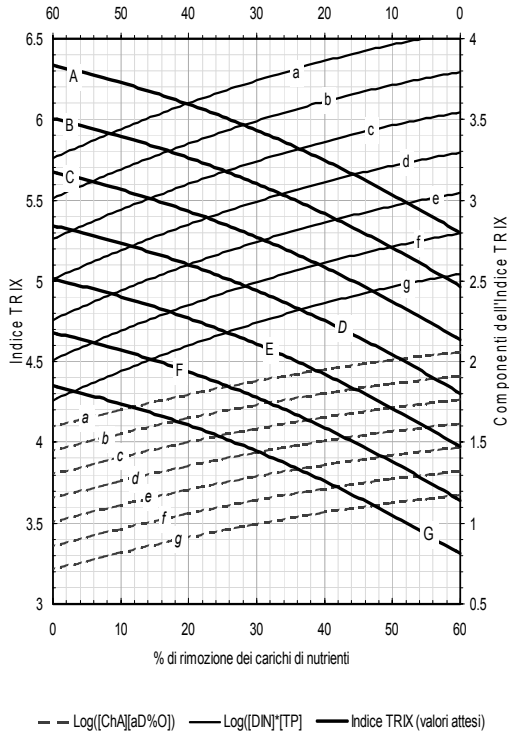



Fig. 9 - Diagramma generale di riferimento. Variazioni attese per l'Indice TRIX e per le sue componenti, in funzione della progressiva riduzione dei nutrienti (media % pesata delle riduzioni dei carichi di N e P).

*General Reference Diagram. Expected variations for TRIX Index and its aggregated components, depending on nutrients removal (weighted % removal rate for N and P loads).*

e di fosforo (i.e. con % di rimozione diverse ipotizzate per ciascun nutriente), possono essere valutate sulla base di una rimozione % equivalente, pari alla media pesata (media geometrica) delle singole percentuali:

$$\textit{media \% pesata di rimozione} = \sqrt{R_N \cdot R_P} \cdot 100, \qquad (8)$$

dove con $R$ si intende il tasso di rimozione per N e P rispettivamente (compreso tra 0 e 1 e definito dalla pianificazione di bacino).

Infine, il diagramma in figura 10 consente di valutare il rischio di superamento dei limiti delle classi *mediocre* e *scadente*, per un valore assegnato di TRIX. Le curve di probabilità sono state valutate sulla base delle proprietà statistiche delle distribuzioni campionarie dei dati di TRIX, nell'ipotesi che l'Indice si distribuisca normalmente, con deviazioni standard che oscillano nell'intervallo da 0.6 a 1.2, massimo intervallo di variazione registrato per la STD nei campioni statistici relativi alla fascia costiera emiliano romagnola.

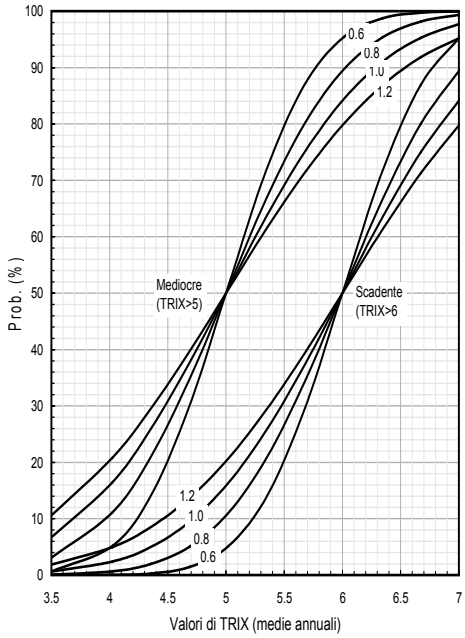



Fig. 10 - Probabilità di superamento dei limiti inferiori delle classi "mediocre" e "scadente", in funzione dei valori medi annuali assunti dall'Indice TRIX, per 4 Deviazioni standard assegnate.

*Probability diagram of exceeding lower limits of the "mediocre" and "bad" classes, depending on annual means of TRIX Index, for 4 assigned STDs.*

## Conclusioni

Il fenomeno dell'eutrofizzazione che affligge le coste emiliano-romagnole e le cause scatenanti sono da tempo studiate e conosciute ed è quindi possibile fissare alcuni punti fermi che costituiscono la base per le strategie di risanamento.

In sintesi:

- Lo sviluppo dei fenomeni eutrofici è dipendente dagli apporti di nutrienti veicolati a mare dai bacini costieri adriatici, soprattutto dal Po.
- È necessario rimuovere e controllare i carichi di nutrienti generati e liberati dai bacini in modo da abbassare sostanzialmente le concentrazioni di nutrienti a mare, sia di azoto che di fosforo.
- Il fosforo rimane l'elemento su cui maggiormente devono essere concentrati gli sforzi per contrastare l'eutrofizzazione costiera.

Come già ricordato, le concentrazioni di ortofosfato in mare risultano spesso prossime ai limiti di rilevabilità analitica, con un valore medio annuo di circa 3 μg/L, senza picchi stagionali di rilievo. Di conseguenza le acque costiere adriatiche presenterebbero sempre condizioni di forte fosforo-limitazione, non scendendo mai, almeno come media mensile, sotto il limite di N/P=7.2 (in peso), nemmeno nel periodo

estivo (N/P medio = 14), contro un valore massimo di N/P=87 registrato nel mese di gennaio. Tuttavia, in relazione alla disponibilità di nutrienti, dagli andamenti riportati in Fig. 2 osserviamo che, né durante il periodo inverno-primavera, quando si verificano le fioriture delle diatomee, né tanto meno in autunno, quando si ha una ripresa dei cicli algali prima della stasi invernale, nessuna forma di limitazione nutrizionale sembra essere in evidenza, dal momento che le concentrazioni di clorofilla *a* superano i 20 μg/L in gennaio-febbraio, con un altro picco notevole intorno a 10 μg/L in ottobre. I minimi di clorofilla (ChA<2 μg/L) si raggiungono in giugno-luglio, e queste basse concentrazioni coincidono con i minimi valori di azoto disciolto inorganico in mare, da imputare verosimilmente allo scarso apporto di azoto dai fiumi in regime di magra. Si può ragionevolmente interpretare questo comportamento come una risposta diretta del sistema Adriatico alla bassa disponibilità di nutrienti, non solo di fosforo, ma anche di azoto, in maniera tale che, nel periodo estivo, entrambi i nutrienti sembrano assumere il ruolo di fattori limitanti.

Occorre ancora richiamare l'attenzione sugli aspetti dinamici e morfologici relativi alla fascia costiera in esame. Tutta l'area settentrionale, direttamente investita dagli apporti padani, presenta mediamente livelli trofici più elevati e la configurazione costiera impone una circolazione delle acque particolare, con tempi di permanenza lunghi che favoriscono il perdurare dei fenomeni eutrofici. Un altro significativo rallentamento della circolazione è dato dalle dighe foranee di Ravenna che si protendono per circa 3 Km ortogonalmente alla costa ed incidono sensibilmente sull'idrodinamica costiera, con effetti riduttivi nei confronti dei fattori di diluizione e dispersione in mare aperto. Diversa è la situazione a sud di Ravenna dove la configurazione lineare della costa tende a ridurre i tempi di permanenza degli apporti fluviali e di quelli provenienti dagli insediamenti costieri, con una conseguente progressiva attenuazione dei fenomeni eutrofici.

Le considerazioni sopra esposte sono state discusse in vari incontri promossi dalla Regione Emilia-Romagna con le Provincie e le Autorità di Bacino, al fine della predisposizione del Piano di Tutela. Dalla discussione è emersa la necessità di definire, come un unico corpo idrico significativo, tutto il tratto di costa emiliano–romagnola da Goro a Cattolica e da costa fino a 3 Km al largo. L'intera zona costiera è infatti inserita nell'area sensibile individuata dal D.Lgs 152/99 e successive integrazioni che, come è noto, si estende per tutta la fascia adriatica, dalla foce dell'Adige a Pesaro.

Auspichiamo che le procedure e gli indicatori sviluppati e utilizzati in questo lavoro possano rappresentare strumenti utili per l'interpretazione dei dati forniti dal monitoraggio, per meglio definire gli obiettivi di qualità da raggiungere e per valutare infine l'efficacia delle azioni intraprese, sia alla scala locale dei bacini minori romagnoli, sia alla scala dell'intero bacino padano.

**Summary**

In this paper, statistical procedures are proposed, with the aim of elaborating coastal waters monitoring data and proceeding to the trophic classification, in agreement with Italian National Legislation. Sample distributions of the Trophic Index TRIX are analysed and criteria for identification of trophically homogeneous coastal areas are defined. The procedures include comparisons among different trophic situations and allow the discrimination limits between two TRIX contiguous means to be correctly evaluated. In order to characterise in a more complete way the "trophic status" of a coastal water body by means of TRIX Index, the concept of Eutrophic risk is introduced, in terms of probability of exceeding the related lower limits of "mediocre" and "bad" trophic status. In analysing the functional relationships between the two main aggregate components of the TRIX Index, a new indicator, Eff. Coeff. is then defined. The Log of the ratio between the

"actual" and "potential" components of the TRIX assumes therefore the meaning of System Efficiency and provides a rough, but realistic estimate of the degree of nutrients utilisation to produce new phytoplankton biomass. Analyses of historical data series (1982-2001) are then performed, in order to evaluate temporal trends and the trophic evolution related to the TRIX and the Eff. Coeff. annual averages. Referring to the NWAdriatic coastal waters, a general diminution of the trophic levels is clearly identified, but a progressive increase of the system efficiency in the southern part of the Emilia Romagna coastal area is also in evidence. This efficiency is interpreted as a probable effect on the Po-Adriatic System due to the gradual decrease of bio-available nutrients and to their more and more rapid regeneration, especially in the case of phosphorus-ortophosphate. Finally, possible scenarios following different intervention policies are analysed. Depending on hypotheses on nutrients removal, diagnostic diagrams are proposed, that allow the trophic level variations (i.e. changes of the TRIX annual means and the associated trophic risk) to be reasonably estimated.

**Bibliografia**

GIOVANARDI F., TROMELLINI E. (1992) - An empirical dispersion model for total phosphorus in a coastal area: the Po River-Adriatic system. Proc. Int. Conf. Marine Coastal Eutrophication. *Sci. Total Environ*. (Suppl.), 1992: 201-210.

ICRAM - 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.

INNAMORATI M., GIOVANARDI F. (1992) - Interrelationships between phytoplankton biomass and nutrients in the eutrophied areas of the Northwestern Adriatic Sea. Proc. Int. Conf. Marine Coastal Eutrophication. *Sci. Total Environ.* (Suppl.), 1992: 235-250.

MARGALEF R. - Ecological correlations and the relationship between primary production and community structure. Proc. of the I.B.P. Symposium on *Primary Productivity in Aquatic Environment*. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.,* **18** (Suppl.): 355-364.

OFFICER C.B. (1976) - *Physical Oceanography of Estuaries (and Associated Coastal Waters).* J. Wiley and Sons: 231 pp.

REGIONE EMILIA-ROMAGNA (1982-2002) - Eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna. Rapporti annuali.

VOLLENWEIDE 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.

WARD C.R., LOFTIS J.C., MCBRIDE G.B. (1990) - *Design of Water Quality Monitoring Systems.* Van Nostrand Reinhold, New York: 231 pp.

YENTSCH C.S. (1975) - New England coastal waters: an infinite estuary. In: *Marine Chemistry in the Coastal Environment*. American Chemical Soc. Philadelphia, Penn. ACS Symposium-Series 18.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 230-241

M. Gristina, G. Garofalo, M.L. Bianchini[1], M. Camilleri[2], F. Fiorentino

Istituto di Ricerche sulle Risorse Marine e l'Ambiente (IRMA), sez. IAMC/CNR,
Via L. Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo (TP), Italia.
[1]CNR & Soc. Porto Romano, Italia.
[2]Malta Centre for Fisheries Sciences (MCFS), Malta.

# EVALUATION OF THE PERFORMANCE OF AN INDEX OF TRAWLING IMPACT IN THE STRAIT OF SICILY

## *IMPIEGO DI UN INDICE BIOLOGICO DI IMPATTO DELLA PESCA A STRASCICO NELLO STRETTO DI SICILIA*

***Abstract***

*A multi-species index, defined as the ratio between "bottom-dwelling fish" and "overall fish" biomasses, was recently proposed as a bio-indicator of the status of the demersal fish assemblages. This paper presents an attempt to evaluate the performance of the BOI on a wide bathymetric range and a large area of the Strait of Sicily. The spatial distribution of the main fish assemblages, the biomass (fish, decapod crustaceans and cephalopods) indices and the BOI were studied on the bottoms of the Strait of Sicily, including the Italian side up to the median line and the Maltese exclusive fishing zone (MEFZ), an area characterized by a modest trawling pressure, which is moreover concentrated in just a few fishing grounds. Data were collected during the 2002 MEDITS trawl survey, carried out in summer between 10 m and 800 m. Cluster analysis was applied to study the fish assemblages. The spatial distribution of the studied variables was assessed using the Kriging interpolation and Thiessen polygons. The BOI, used in association with the representation of the biomass indices, seems able to distinguish areas exploited with lower trawling pressure; these low-impact areas are located in the western and eastern edges of the Strait, the latter including most of the MEFZ.*

***Key-words:*** *multispecies fisheries, trawling, indicator, Strait of Sicily.*

## Introduction

It is known that fishing activities, trawling in particular, affect populations and ecosystems both by directly removing organisms (target species, by-catch and discards) and by modifying the bottom features (re-suspension and alteration of habitat structure) (Kaiser & de Groot, 2000); there are many studies aimed at finding indicators useful to describe effects of fishing on populations and communities status (Dayton *et al*., 1995; Hall, 1999; Gislason, 2003; Kaiser *et al*., 2003). In fact, population indicators, based on key parameters of single commercial species, such as total mortality rates, exploitation ratios or average lengths, are quite easy to be stated because their meaning is clear and the expected effects of fishing on them is well understood, but they have a limited efficacy in management of multispecies fisheries. Conversely, indicators targeting multi-species resources are more difficult to develop, since the effects of fishing on them are not easily interpretable (Gislason, 2003; Rochet & Trenkel, 2003).

Considering multi-species fisheries, studies were carried out also in the Mediterranean to analyze the variation of species assemblages in space and time as prerequisites for providing advice for the management of demersal resources (Biagi *et al*., 1989; Abella & Serena, 1995; Gaertner *et al*., 1998; Ungaro *et al*., 1999; Biagi *et al*., 2002). Another approach, widely used in describing multispecies structures, is based on "diversity indices" (Warwick & Clarke, 1998), but results are often ambiguous

and difficult to interpret for management purposes (Greenstreet *et al*., 1999; Gristina *et al*., 2003). More complex indicators, taking the overall trophic level balance into account, were proposed, including the slope of "size spectra" (Pope *et al*., 1988; Bianchi *et al*., 2000) and the so-called "Fishing in Balance" index (FIB) (Pauly *et al*., 2000). However, the usefulness of both approaches in fisheries management is currently limited (Gislason, 2003).

According to Rochet & Trenkel (2003), any descriptor of population and community should be characterized by the following properties: clear meaning, expected effect of fishing, exclusiveness to fishing effects and easy measurability. A multi-species index, defined as the ratio between "bottom-dwelling fish" and "overall fish" biomasses (BOI), was recently proposed as bio-indicator of the status of the demersal fish assemblages exploited by trawling (Fiorentino *et al*., 2003). This simple tool is based on the conceptual assumption, based on fishermen experiences, that trawling removes from a bottom assemblage the bottom-dwelling and less mobile fish first. Preliminary analyses, carried out on a narrow depth range (250-350 m) in three areas in the Strait of Sicily, under different levels of fishing pressure, already suggested that the BOI could be broadly used as quantitative proxy of the trawling impact on the various demersal assemblages. The present work is aimed at exploring the performance of the BOI on a wider bathymetric range and a larger area.

In order to achieve this aim, the spatial distribution of three features of the demersal resources in the Strait of Sicily were studied:

- the main fish assemblages, as a descriptor of species composition of the demersal community;
- the biomass indices of taxa including commercial species (fish, decapod crustaceans and cephalopods), as an indicator of aggregated yield; and
- the BOI, as an index of trawling impact on the demersal communities.

The area under investigation included the Italian side within the middle line of the Strait of Sicily and the Maltese exclusive fishing zone (MEFZ). The inclusion of the MEFZ added information on an area characterized by a modest trawling impact, which is moreover concentrated in just a few deep fishing grounds.

*Study area and fishing fleet*

The Strait of Sicily has a complex bottom morphology (Fig. 1). Along the southern coasts of Sicily, the shelf is widest in the westernmost (Adventure Bank) and easternmost sectors (Malta Bank). These large banks are separated by the narrow shelf in the central part. The shape of slope is extremely irregular, incised by many canyons, trenches and steep declines.

The Sicilian fleet operating in the Strait of Sicily consists of about 350 trawlers, with an overall GRT of 27.000 ton and a total power of 94.500 kW, based in Sicilian harbors (IREPA source). The Sicilian trawlers, operating mainly on short-distance trawl fisheries, are based in seven main ports (Mazara del Vallo, Sciacca, Porto Empedocle, Licata, Gela, Scoglitti, Pozzallo) along the southern Sicilian coasts. Excluding the Mazara fleet, trawlers usually perform daily trips, starting in early morning and coming back in the afternoon. Normally they carry out two 4-5 h hauls per day. Mazara del Vallo harbours the main commercial fleet of trawlers of the area and one of the most important of the Mediterranean, with 147 trawlers, having an overall GRT of 20.210 ton and a total power of 59.970 kW (IREPA source). Differently from the other Sicilian fleets, about the 90% of the Mazara trawlers, the largest ones, are usually employed on long fishing trips (15–25 days), mainly in international waters

of the Strait of Sicily, operating both on the continental shelf and on deeper bottoms (down to 700–800 m depth). The rest of the Mazara fleet is made of small trawlers, used on short fishing trips (4–5 days) mainly on the continental shelf (Anon., 2000).

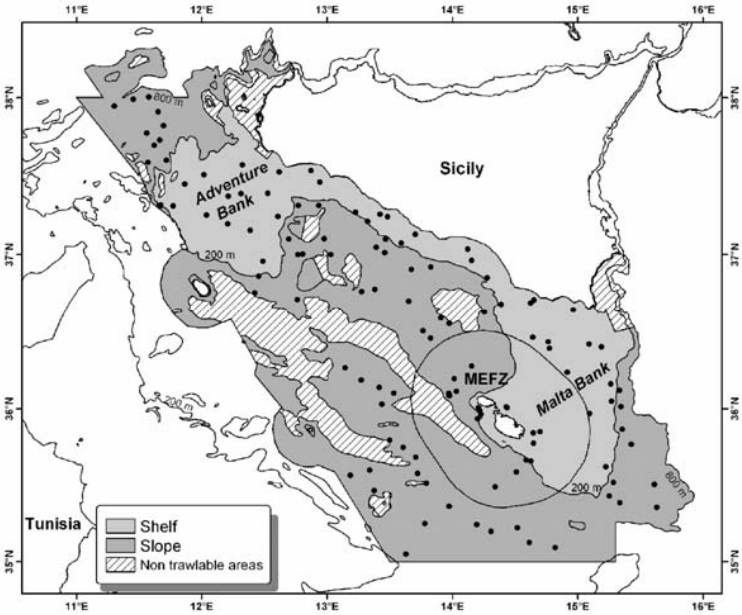



Fig. 1 - Study area and hauls location. The Maltese exclusive fishing zone (MEFZ) is shown, as well as zones deeper than 800 m and non-trawlable grounds (hatched).

*Area di studio ed allocazione delle cale. Sono indicate: l'area di pesca esclusiva maltese, le aree al di sotto degli 800 m ed i fondi non strascicabili (tratteggiato).*

## Materials and methods

Data were collected in 120 hauls carried out in summer during the 2002 MEDITS trawl survey, including trawlable areas from 10 m to 800 m; 102 hauls were carried out in the traditional MEDITS area, covering about 44.500 km$^2$ within the median line in the Strait of Sicily, while 18 hauls were made within the MEFZ surrounding Maltese Islands for 25 nm and covering about 10.000 km$^2$. Each area was covered with a depth-stratified sampling design, where the number of hauls per stratum is proportional to the stratum surface (Fig. 1). Hauls were performed using the MEDITS standardized sampling protocols (Anon., 1998). The sampling gear was a bottom trawl (GOC 73), with mesh of 20 mm (stretched) in the cod-end and a vertical opening between 2.0 m and 2.5 m. The haul duration was 30 min over the shelf (up to 200 m), and 60 min on the slope. The area swept in each tow was calculated according to the formula proposed by Fiorentini *et al*. (1999). The entire catch of each haul was identified in terms of number and weight per species.

Since the literature suggests that fishes are the most susceptible to the trawling impact (Jennings & Reynolds, 2000; Gristina *et al*., 2003), the calculation of BOI was

limited to bony fish and elasmobranchs. Following Bax *et al*. (1999), to select the "bottom dwelling" families (strictly benthic taxa with restricted mobility) five qualitative morphological characters were considered: 1) body compression index (body depth/body width), 2) locomotion type, 3) presence/absence of barbels, 4) presence/absence of pectoral fin modifications for locomotion on the substrate, 5) caudal fin shape. Cluster analysis performed on this data matrix, discriminated a set of bottom dwelling fish families which was used for calculating the index (Tab. 1).

Tab. 1 - List of "bottom dwelling" fish families.
*Lista delle famiglie dei pesci "strettamente bentonici".*

| | | |
|---|---|---|
| **Osteichthyes** | Labridae | Trachinidae |
| Blennidae | Lophidae | Triglidae |
| Bothidae | Murenidae | Uranoscopidae |
| Callionimidae | Peristediidae | **Condroichthyes** |
| Cepolidae | Scophthalmidae | Dasiatidae |
| Citharidae | Scorpaenidae | Rajidae |
| Congridae | Serranidae | Torpenidae |
| Cynoglossidae | Soleidae | |
| Dactylopteridae | Synodidae | |

The "Bottom dwelling fish *vs*. Overall fish Index" (BOI) was calculated as: $BOI = \frac{\sum_{i=1}^{n} B_i}{\sum_{i=1}^{n} O_i}$, where $B$ is the biomass index per km$^2$ of all the "bottom-dwelling fish" in the $i^{th}$ haul, $O$ the biomass index per km$^2$ of all fish caught in the $i^{th}$ haul and $n$ the hauls carried out in each area. Strictly pelagic fishes such as Clupeidae, Carangidae and Scombridae were not included in the analysis.

The use of biomass indices (kg/km$^2$) instead of density indices (n/km$^2$) allows to limit the effects of fluctuating recruitment in assemblages. Furthermore, since large fishes are removed first from an exploited community, the use of biomass should be more sensitive than density to trawling pressure.

Using the PRIMER analytical package (Clarke, 1993), clustering technique was performed to show the degree of similarity in the species composition among the hauls. Cluster analysis was used to describe the relationship within areas, taking into account the individual species' abundance and weight, using the Bray-Curtis index of similarity and the group-average method of linkage on the fourth-root transformed data, in order to reduce the influence of abundant species. The Kruskal-Wallis test was used to assess the differences in the BOI and biomass values among clusters.

All the spatial analyses were carried out using ArcGIS 8.2 by ESRI. The spatial pattern of the assemblages was investigated by constructing Thiessen polygons around

the location of the sample points; the value assigned to each polygon was the code of the cluster to which the sample point belonged.

The geostatistical approach was used to map the spatial distribution of both the total biomass and the BOI. Since the two variables present a well-defined spatial autocorrelation structure, the geostatistical method allowed to improve the accuracy of local estimations at unsampled points in comparison with deterministic methods (Isaaks & Srivastrava, 1989); in particular, the ordinary Kriging technique was employed.

Once drawn, the two maps were combined into a new classified map, showing different combinations of BOI and biomass values. The fourth quartiles of the BOI and the biomass distributions were computed and used as thresholds to define high and low values of the two variables. Hence, the two representations were logically combined to produce a map classified into 4 classes: high BOI-high biomass, high BOI-low biomass, low BOI-low biomass, low BOI-high biomass. Finally, a chart was produced and over-imposed, showing the areas where the different coastal fisheries of Southern Sicily operate and the corresponding number of coastal trawlers, as a rough index of fishing effort.

## Results

The cluster analysis, plotted using standardized biomass index (kg/km$^2$), for the whole demersal fish community shows clear spatial differences, suggesting the existence of four main clusters corresponding to four different bathymetric ranges (A = 19–85 m; B = 64–220 m; C = 212–527 m; D = 518–697 m) (Fig. 2). Choosing higher levels of similarity, dendrogram highlights a total of 11 secondary clusters (A1-2; B1-4; C1–2; D1–3) (Fig. 3), with overlapped bathymetric ranges; the spatial distribution of these clusters is shown in Fig. 4. The mean biomass and the mean BOI were calculated for each of the 11 clusters. The Kruskal-Wallis test identified significant differences among groups for both variables ($H = 59.2$, $p < 0.05$ for biomass; and $H = 45.4$, $p < 0.05$ for BOI).

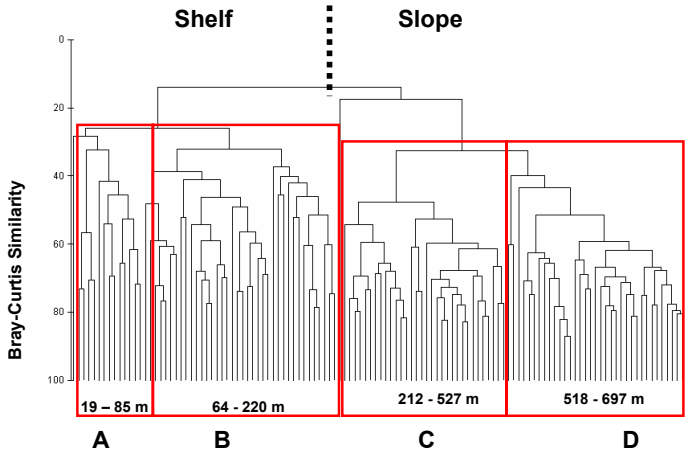



Fig. 2 - Clustering of sampling stations (Bray-Curtis similarity index). Depth ranges are shown for the main clusters (of about 30% similarity).

*Clustering delle stazioni di campionamenti (indice di similarità di Bray-Curtis). Sono evidenziati gli intervalli batimetrici per i principali cluster a circa il 30% di similarità.*

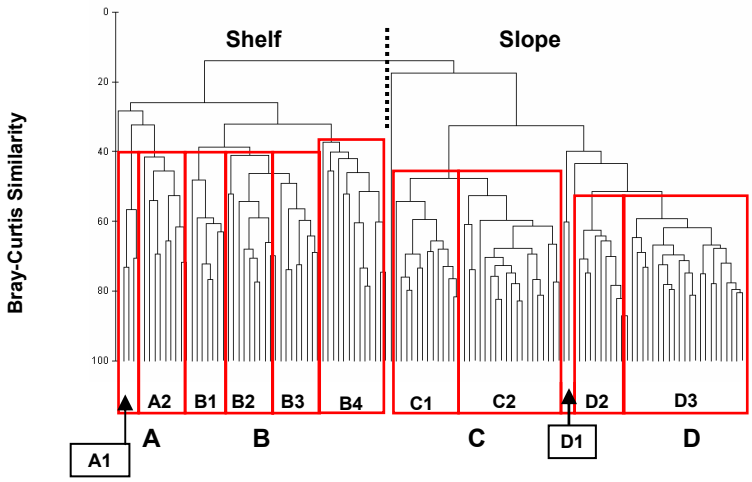



Fig. 3 - Clustering of sampling stations. (Bay Curtis similarity index). Eleven cluster were highlighted by a 40% similarity threshold arbitrarily chosen.

*Clustering delle stazioni di campionamenti (indice di similarità di Bray Curtis). Undici clusters sono evidenziati scegliendo una soglia arbitraria di 40% di similarità.*

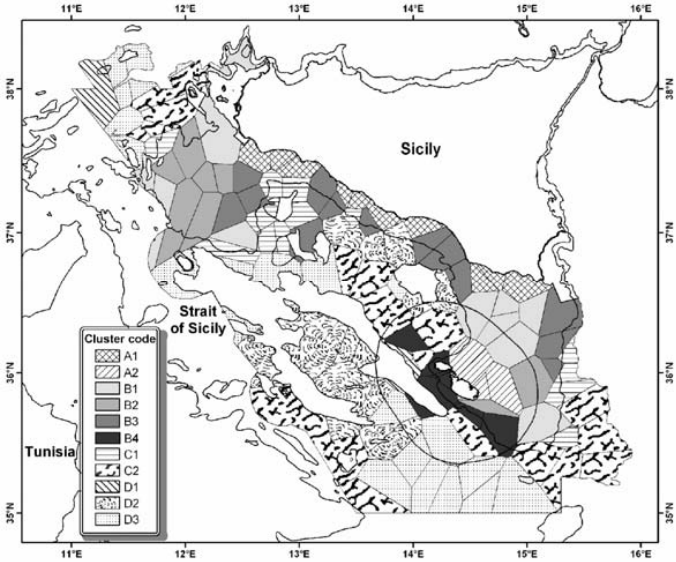



Fig. 4 - Spatial pattern of the assemblages when choosing a 40% similarity threshold. The distribution is produced using the Thiessen polygons of influence of each sample point.

*Pattern spaziale degli assemblaggi ottenuti con una soglia di similarità del 40%. La distribuzione è ottenuta usando i poligoni di influenza di Thiessen per ogni stazione di campionamento.*

Furthermore, the relationships between biomass *vs.* BOI and BOI *vs.* depth were investigated (Fig. 5a-b). The BOI appears linearly linked to the mean depth of the assemblages ($R^2=0.63$), with high values in the shallower cluster and low values in the deeper hauls. On the other hand, the relationship between *ln*-trasformed mean biomass and mean BOI seems to be explained by a curve, which can be significantly fitted by a "concave" parabola ($R^2=0.51$).

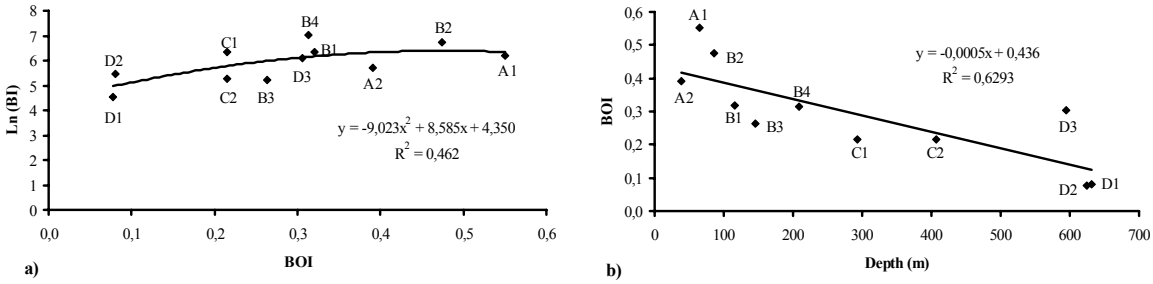



Fig. 5a-b - Relationship between the mean values of a) BOI and depth, b) total biomass and BOI, calculated for each cluster. Trend lines are fitted by ordinary least squares procedures.

*Relazione tra i valori medi di a) BOI e profondità, b) biomassa totale e BOI, calcolati per ogni cluster. Le curve sono interpolate con il metodo dei minimi quadrati.*

Therefore, to avoid the "noise" of a too extended depth range, the analysis was restricted to the continental shelf only; Fig. 6a–b show the analysis performed on all the hauls pertaining to the continental shelf all over the investigated area (both Italian and Maltese bottoms). The depth variable explains less than 20% of the linear regression, but all the hauls carried out in the Maltese area show higher BOI values than those situated in the Sicilian shelf. Considering only the Sicilian shelf, rela-

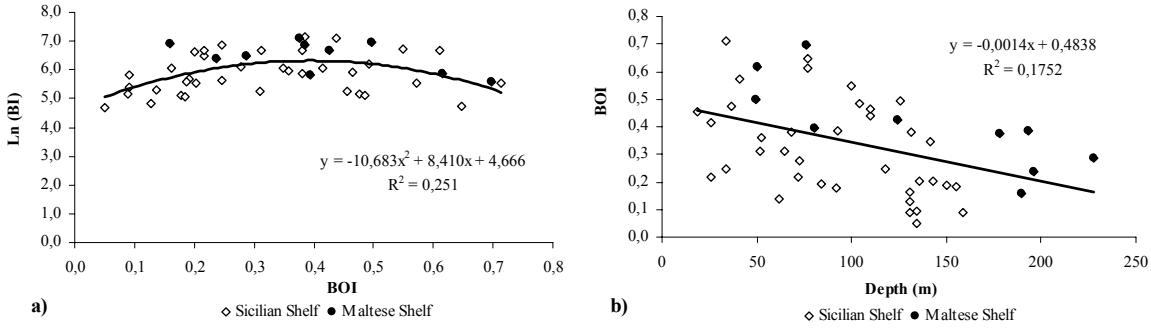



Fig. 6a-b - Relationship between a) BOI and depth, b) total biomass and BOI, over the hauls of the shelf. Trend lines are fitted by ordinary least squares procedures.

*Relazione tra a) BOI e profondità, b) biomassa totale e BOI, relativamente alle cale ricadenti nella piattaforma continentale. Le curve sono interpolate con il metodo dei minimi quadrati.*

tionship between *ln*-trasformed biomass and BOI by hauls may be again described with a "concave" parabola, although with low determination coefficient ($R^2=0.23$); on the other hand, Maltese points seem to be better fitted by a negative linear model ($R^2=0{,}33$) which, however, could be greatly influenced by the high value of the leftermost point of the scatter plot.

Hence, also considering the low number of Maltese observations, we provided a general dome shaped relationship ($R^2=0.25$).

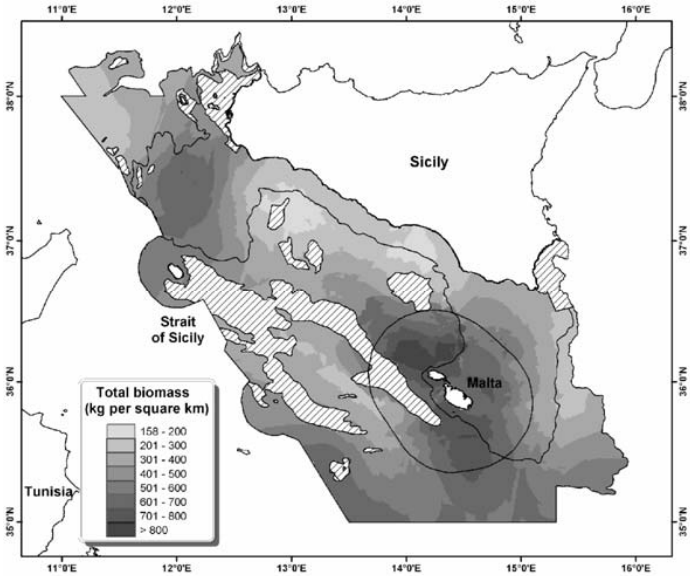



Fig. 7 - Map of total biomass, estimated by ordinary kriging, over the study area.
*Mappa della biomassa totale, stimata tramite kriging, per l'intera area di studio.*

The distribution of the total biomass indices over the study area showed that most of the biomass is located off the Sicilian coast, on the Adventure Bank and inside the MEFZ, whereas very low abundances were observed in the central coastal waters (Fig. 7); moreover, regarding the Adventure Bank, the bulk of the biomass is located on the eastern side. The general spatial pattern of the BOI (Fig. 8) is similar to the spatial pattern of the biomass. The areas characterized by the higher values of BOI are located inside the MEFZ and on the western side of the Adventure Bank. In the central part of the area, the BOI is generally low and inversely correlated to depth.

The final map (Fig. 9) is a classified map which characterizes the shelf with respect to the BOI and the biomass values; it is obtained by logically combining the two maps after applying a threshold to each one distinguishing high values from low values of the relative variable: the threshold used, the fourth quartile of the distribution, is equal to 0.37 for the BOI and to 600 kg/km$^2$ for the biomass. The information relative to the activity areas and capacity of the fisheries operating over the Sicilian

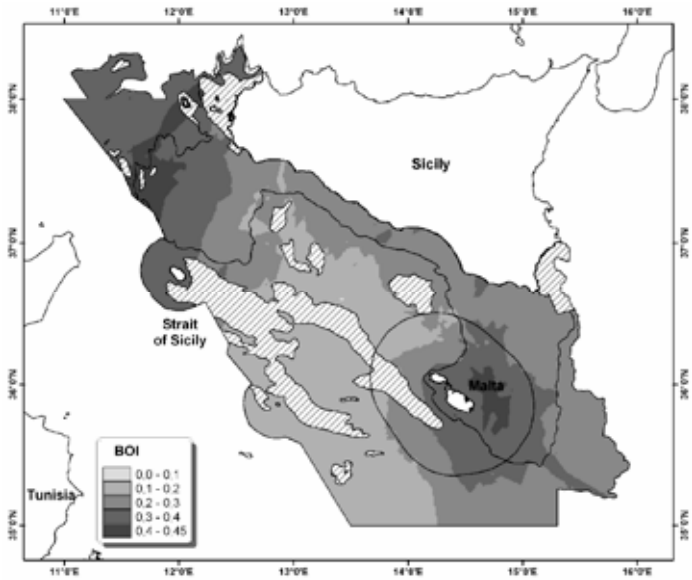



Fig. 8 - Map of BOI, estimated by ordinary kriging, over the study area.
*Mappa del BOI, stimato tramite kriging, per l'intera area di studio.*

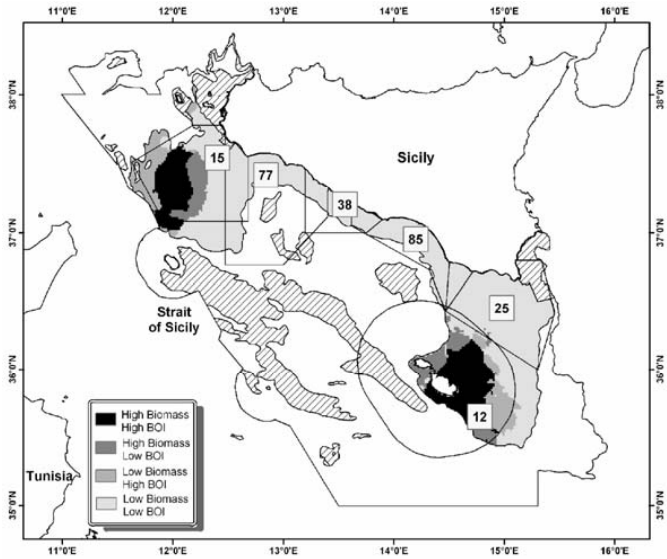



Fig. 9 - Classification of the shelf area, combining BOI and biomass estimates, using as thresholds 0.37 and 600 kg/km$^2$ respectively. A picture of the areas where the different coastal trawl fisheries operate and the corresponding fishing capacity (number of trawlers) has been superimposed.
*Classificazione dell'area di piattaforma, ottenuta tramite la combinazione del BOI e della biomassa totale, con soglie rispettivamente di 0,37 e di 600 kg/km$^2$. Sono riportate, inoltre, le aree di pesca delle diverse marinerie a strascico presenti e la relativa capacità di pesca (numero di stracicanti).*

continental shelf are thereafter superimposed. The map puts in evidence how most of the shelf, i.e. the area most intensively trawled, is characterized by low values of both BOI and biomass. The areas characterized by a combination of high BOI values and high biomass are located inside the MEFZ, around the island of Malta, and on the westernmost edge of the Adventure Bank; both areas are exploited by the lowest number of trawlers of the whole Sicilian shelf.

## Conclusions

It is well known that fish assemblages tend to react to fishing pressure and other intermediate stresses in quasi-predictable ways (Welcomme, 1999). Within this conceptual frame, the simple indicator of the trawling impact on demersal assemblages, the ratio between "bottom-dwelling fish and overall fish biomasses" (BOI), seems to capture and measure the effect on demersal assemblages in terms of selective modification of relative composition of species.

BOI values differ among assemblages, seemingly influenced, as the assemblages themselves, by depth. However, considering a limited depth range, the comparison of the spatial distribution of the BOI with a rough index of trawling effort (number of trawlers operating in a given fishing ground) clearly shows an occurrence of high BOI values where the fishing pressure is reasonably low. These low-impact areas, which stay the farthest from the trawl fleet harbors, are located in the western and eastern edges of the Strait, the latter including most of the MEFZ.

The spatial pattern of the biomass indices, including all fish, decapod crustaceans and cephalopods, is globally coherent to the BOI distribution, with the exception of few areas characterized by high BOI and low biomass.

The exploration of relationships between BOI and total biomass, limiting the analysis to the shelf bottoms in order to avoid the influence of depth, shows the existence of a dome-shaped relationship, with low biomass indices corresponding to low and high BOI values and high biomass for intermediate BOI values. Following the suggestion of Dale (2001), BOI seems to succeed in capturing the complexities of demersal assemblages, yet it is simple enough to be easily and routinely monitored. Data required for its calculation are indeed collected in trawl surveys programs carried out at least once a year in Italian seas and in most of the Mediterranean. Furthermore, the gradient observed in BOI spatial distribution, compared with information of fishing habits of the Sicilian trawlers (Fig. 9), suggests that the BOI may be characterized by an anticipatory property, useful in assessing the status of multi-species resources.

However, further investigation using longer series of biomass indices, in areas showing a fishing effort increasing with time, and in areas where trawling is banned, coupled with some key environmental parameters are necessary to quantify the relationship between BOI and trawling effort and to better understand the essence of the trawling effect on BOI modifications.

**Riassunto**

In questo lavoro viene studiato il comportamento di un indice biologico di impatto della pesca a strascico sulle comunità dello Stretto di Sicilia. Tale indice, denominato BOI e definito come il rapporto tra la biomassa dei pesci più strettamente legati al fondo ed il totale dei pesci catturati dallo strascico in una determinata cala, trae origine dalla esperienza dei pescatori, che sostengono che lo strascico rimuove *in primis* i pesci più stanziali e bentonici. Questo lavoro presenta un tentativo di valutare il comportamento del BOI su un'area ampia dello Stretto di Sicilia, tenendo in considerazione le diverse comunità demersali presenti e le

loro capacità produttive, in termini di indici di biomassa totale (pesci, crostacei decapodi e cefalopodi). Lo studio è basato sull'analisi comparata della distribuzione spaziale degli "assemblage", del BOI e degli indici di biomassa totale sui fondi entro la linea di mezzeria, che identifica i fondi italiani dello Stretto di Sicilia, e sui fondi della zona esclusiva di pesca di Malta. I dati sono stati raccolti durante la campagna MEDITS 2002, svolta in estate su fondi compresi tra 10 m e 800 m. Gli "assemblage" sono stati studiati mediante tecniche di "clustering"; la distribuzione spaziale è stata interpolata tramite "Kriging" e "poligoni di Thiessen". Tutti gli approcci hanno fornito un'immagine complessa delle risorse dell'area, influenzata principalmente dall'andamento della profondità. Tuttavia, la comparazione degli andamenti del BOI e degli indici di biomassa totale ha permesso di distinguere le aree caratterizzate da una minore pressione dell'attività di pesca, che sono localizzate nelle porzioni più occidentali e più orientali dello Stretto di Sicilia. Lo studio della relazione tra gli indici di biomassa totale ed il BOI sui fondi della locale piattaforma continentale mostra che la biomassa inizialmente aumenta al crescere del BOI fino ad un massimo, per poi diminuire ad incrementi ulteriori dell'indice. Ulteriori indagini, sull'influenza dei parametri ambientali, sulle caratteristiche edafiche dei fondali e sulla distribuzione spaziale della flotta a strascico appaiono indispensabili per successivi sviluppi dell'indice proposto.

## References


ABELLA A., SERENA F. (1995) – Definition of groundfish assemblages caught off Tuscanian coasts for fisheries purposes. *Rapp. Comm. int. Mer Medit*., **43**: 325 pp.

ANONYMOUS (1998) - Campaigne internationale de chalutage démersal en Méditerranée (MEDITS): manuel des protocoles. *Biol. Mar. Medit*., **5** (2): 515-572.

ANONYMOUS (2000) - Analysis of trawl's discard operation in central and eastern Mediterranean Sea. EU Directorate General for Fisheries. Final Report, contract n° 97/0044.

BAX N., WILLIAMS A., ALTHAUS F. (1999) – Development of a rapid-assessment technique to determine biological interactions of fishes and their environment and their role in the ecosystem. Fisheries Research & Development Corporation. Final report n° 96/275.

BIAGI F., DE RANIERI S., MORI M., SARTOR P., SBRANA M. (1989) – Preliminary analysis of demersal fish assemblages in the northern Tyrrhenian Sea. *Nova Thalassia*, **10** (1): 391–398.

BIAGI F., SARTOR P., ARDIZZONE G.D., BELCARI P., BELLUSCIO A., FERENA P. (2002) – Analysis of demersal assemblages off the Tuscany and Latium coast (north-western Mediterranean). *Scientia Marina*, **66** (Suppl. 2): 233–242.

BIANCHI G., GISLASON H., GRAHAM K., HILL L., JIN X., KORANTENG K., MANICKCHAND-HEILEMAN S., PAYÀ I., SAINSBURY K., SANCHEZ F., ZWANENEBURG K. (2000) - Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES J. Mar. Sci.*, **57**: 588-571.

CLARKE K.R. (1993) - Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol*., **18**: 117-143.

DALE V.H., BEYELER S.C. (2001) – Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, **1**: 3-10.

DAYTON P.K., TRUSH S.F., AGARDY M.T., HOFMAN R.J. (1995) - Environmental effects of marine fishing. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*, **5**: 205–232.

FIORENTINI L., COSIMI G., SALA A., LEONORI I., PALUMBO V. (1999) - Efficiency of the bottom trawl used for Mediterranean international trawl survey (MEDITS). *Aquat. Living Resour.,* **12** (3): 187-205.

FIORENTINO F.. GAROFALO G., GRISTINA M., LEVI D. (2003) - The ratio between "benthic" and overall fish biomass (BOI) as an indicator of trawling impact on demersal assemblages. *Biol. Mar. Medit*., **10** (2): 819-823.

GAERTNER J.C., MAZOUNI N., SABATIER R., MILLET B. (1999) – Spatial structure and habitat associations of demersal assemblages in the Gulf of Lions: a multicompartmental approach. *Marine Biology,* **135**: 199-208.

GISLASON H. (2003) - The effects of fishing on non-target species and ecosystem structure and function. In: M. Sinclair, G. Valdimarsson (eds), *Responsible fisheries in the marine ecosystem*, FAO & CABI, Rome: 255-275.

GREENSTREET S.P.R., SPENCE F.E., MCMILLAN J.A. (1999) – Fishing effects in northeast Atlantic shelf seas: patterns in fishing effort, diversity and communities structure. V: Changes in structure of the North Sea groundfish assemblage between 1925 and 1996. *Fish. Res*., **40**: 153-183.

GRISTINA M., BONO G., FIORENTINO F., GAROFALO G. (2003) – L'impatto della pesca a strascico sulla diversità delle comunità demersali dello Stretto di Sicilia. *Biol. Mar. Medit*., **10** (2): 838-842.

HALL S.J. (1999) – *The effects of fishing on marine ecosystems and communities*. Blackwell Science, Oxford: 274 pp.

ISAAKS E.H., SRIVASTRAVA R.M. (1989) – *Applied geostatistics*. Oxford University Press, Oxford.

JENNINGS S.J., REYNOLDS D. (2000) - Impacts of fishing on diversity: from pattern to process. In: M.J. Kaiser, S.J. de Groot. (eds), *Effects of fishing on non-target species and habitats: biological conservation and socio-economic issues.* Blackwell Science, Oxford: 235-250.

KAISER M.J., COLLIE J.S., HALL S.J., JENNINGS S., POINER I.R. (2003) – Impacts of fishing gear on marine benthic habitats. In: M. Sinclair, G. Valdimarsson (eds), *Responsible fisheries in the marine ecosystem*, FAO & CABI, Rome: 197-217.

PAULY D., CHRISTENSEN V., WALTERS C. (2000) – Ecopath, Ecosim and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of marine science,* **57**: 607-706.

POPE J.G., STOKES T.K., MURAWSKI S.A., IDOINE S.I. (1988) - A comparison of fish size composition in the North Sea and on George Bank. In: W. Wolff, C.J. Soeder, F.R. Drepper (eds), *Ecodynamics: contributions on theoretical ecology*, Springer-Verlag, Berlin: 146-152.

ROCHET M.J., TRENKEL V.M. (2003) - Which community indicators can measure the impact of fishing? a review and proposals. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*., **60** (1): 86–99.

UNGARO N., MARANO G., MARSAN R., MARTINO M., MARZANO M.C., STRIPPOLI G., VOLRA V. (1999) – Analysis of demersal assemblages from trawl surveys in the South Adriatic Sea. *Aquat. Living Resour*., **12** (3): 177–185.

WELCOMME R.L. (1999) – A review of a model for qualitative evaluation of exploitation levels in multi-species fisheries. *Fish. Manag. Ecol*., **6**: 1-19.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 242-254

L. Lazzara, I. Nardello, C. Gallo

Dipartimento di Biologia Animale e Genetica, Università di Firenze, Via Romana, 17 - 50125 Firenze, Italia.
luigi.lazzara@unifi.it

# LA MICROFLORA SIMPAGICA BIOINDICATRICE DI CONDIZIONI AMBIENTALI ESTREME NELL'ECOSISTEMA *PACK-ICE*(*)

## *SYMPAGIC MICROALGAE AS BIOINDICATOR OF EXTREME CONDITIONS IN THE PACK- ICE ECOSYSTEM*

***Abstract***

*The Antarctic pack-ice system represents an extreme environment for life. During the Austral springs of 1997 and 1999, we recorded a high concentration of sympagic microalgae in the bottom and platelet-ice layers, where temperatures ranged between –4 and –7 °C. Only 19% of surface visible irradiance (PAR) reached the bottom-ice layer, further attenuating to 0.8% just below it. The ecology and physiology of phytoplankton communities in the pack-ice system were largely influenced by these factors. The bottom and platelet layers were dominated by two species of pennate diatoms (*Entomoneis kjellmannii *and* Nitschia *cfr.* stellata*) which showed adaptation to low levels of irradiance in the specific absorption coefficient of chlorophyll a* $(0.015>a^*_{676}>0.007)$ *and presence of xantophylls and clorophyll-C. Spatial distribution and taxonomic composition of phytoplankton assemblages also showed variations, according to changes in the environmental and ice conditions.*

***Key-words****: phytoplankton, autarctic, irradiance, shading, acclimation,* Entomoneis kjellmannii.

## Introduzione

Le condizioni ambientali concorrono in modo determinante alla caratterizzazione della nicchia ecologica degli organismi viventi. I bioindicatori sono organismi in grado di subire variazioni facilmente rilevabili e quantificabili delle condizioni ambientali a cui sono adattati, quindi generalmente hanno una nicchia ecologica ben definita e caratteristiche stenoecie. L'uso di indicatori biologici per valutare o monitorare le condizioni ambientali è una pratica affermata ed una prospettiva sempre più promettente in ecologia.

Il ghiaccio marino annuale o *pack-ice*, rappresenta un habitat ideale per una varietà di microrganismi, alcuni dei quali sono solo ospiti occasionali, mentre altri svolgono all'interno del ghiaccio il loro intero ciclo vitale. Esistono vari modi in cui le comunità simpagiche possono insediarsi e svilupparsi nel ghiaccio, tutti sono legati ai processi fisici di formazione e scioglimento del ghiaccio marino stesso (Ackley e Sullivan, 1994). Nel ghiaccio colonnare ad esempio, lo sviluppo delle comunità simpagiche dipende soprattutto dalla presenza dei *brine* (canali e tasche salmastre presenti all'interno del ghiaccio colonnare) e dalle leggi fisiche che regolano l'apporto di salinità lungo la colonna di ghiaccio (Arrigo *et al*., 1991). I *brine*, infatti oltre a regolare gli scambi con la colonna d'acqua sottostante, rappresentano anche l'habitat per le comunità dello strato intermedio e quanto più sono numerosi ed espansi e ciò avviene quando il ghiaccio inizia a sciogliersi e i canali si allargano, tanto maggiore è la probabilità che vi crescano microrganismi. La parte inferiore del ghiaccio colonnare, che viene indicata come *bottom-ice*, rappresenta invece la porzione di ghiaccio dove si ha la più alta stabilità e probabilità di colonizzazione dovuta essenzialmente

(*) Ricerca svolta con i finanziamenti del Programma Nazionale di Ricerche in Antartide

ai liberi scambi di nutrienti con la colonna d'acqua sottostante. Nel *bottom- ice*, che spesso è ridotto a 10-20 cm, si può arrivare ad un accumulo di biomassa estremamente alta che supera anche 1000 mg chl*a* $m^{-3}$ (Palmisano e Sullivan, 1983). A questo livello, le maggiori fioriture, limitate essenzialmente dal fattore luce, si hanno in piena estate australe (Dieckmann *et al*., 1998). Queste comunità, caratteristiche soprattutto del ghiaccio costiero, sono spesso associate a quelle dello strato di ghiaccio a scaglie o *platelet-ice* sottostante il *bottom-ice*. Anche nel *platelet* il primo fattore di limitazione per la crescita di fitoplancton simpagico è la luce, la cui attenuazione dipende soprattutto dalla natura del ghiaccio e dallo spessore di neve soprastante. Non manca invece, di solito, l'apporto dei nutrienti, essendo il contatto con la colonna d'acqua sottostante diretto: il *platelet* infatti è formato per il 25% da ghiaccio e per il 75% da acqua marina. Quindi la disponibilità di nutrienti, del maggiore spazio per la crescita e la presenza del ghiaccio come elemento di protezione dall'azione di pascolo da parte di bentos e zooplancton, fanno di questa struttura un habitat ideale per molti microrganismi. Per quanto differenziati, i popolamenti del ghiaccio marino sono costituiti principalmente da diatomee, in particolare gli strati di *bottom*, sono dominati da *Entomoneis* sp., *Nitschia* cfr *stellata, Berkeleya* cfr *rutilans, Pleurosigma* sp. (Palmisano e Sullivan, 1983; Lazzara *et al.*, 1995; Guglielmo *et al*., 2000). Soprattutto negli strati superficiali e a concentrazioni molto minori si possono ritrovare dinoflagellate o primnesioficee come *Phaeocystis* (Ackley e Sullivan, 1994).

Ci si può attendere dunque che le specie dominanti nelle comunità simpagiche abbiano caratteristiche eco-fisiologiche particolari e connesse con le condizioni ambientali estreme del sistema *pack-ice*. Questo lavoro intende verificare l'esistenza e quantificare tali caratteristiche, indicando la loro corrispondenza con le particolari condizioni ambientali.

## Materiali e metodi

Nel corso delle due spedizioni italiane in Antartide del 1997 (XIII) e del 1999 (XV) durante la primavera australe, sono stati indagati la distribuzione spaziale e temporale, di composizione e abbondanza dei popolamenti microalgali simpagici in Baia Terra Nova, tramite lo studio delle loro proprietà ottiche e l'analisi della penetrazione dell'irradianza in acqua e nel ghiaccio. Per le varie misure e analisi sono state prelevate carote di ghiaccio come descritto in Guglielmo *et al*. (2000), ogni due-tre giorni e in una stessa area (100 $m^2$): nel 1997 la stazione 5t (74° 41.72' S; 164° 11.63' E) e nel 1999 il campo A (74° 41.2' S; 164° 10.73' E) ed il campo B (74° 42.15' S; 164° 14.60' E).

Nelle carote prelevate sono stati individuati diversi orizzonti e strati, per la XIII spedizione: il superficiale (0-80 cm); l'intermedio (80-130 cm); il *bottom* (130-140 cm) ed il *platelet ice*. Per la XV spedizione: il superficiale (0-110 cm); l'intermedio (110-220 cm); il bottom (220-240 cm suddiviso nei due strati 220-230 cm e 230-240 cm a partire dal 17 novembre) ed il *platelet ice*. Le diverse sezioni di ghiaccio sono state quindi utilizzate per le varie misure bio-ottiche di assorbimento, attenuazione e fluorescenza *in vivo*; per le analisi di pigmenti e fitoplancton per la stima della biomassa. A metà del mese di novembre '99, una carota di ghiaccio del campo A, suddivisa in 18 sezioni, è stata usata per ottenere misure dettagliate di temperatura e salinità del *pack-ice*. La salinità è stata ricavata da misure di conducibilità e temperatura sulle sezioni di carota disciolte, la temperatura *in situ* è stata misurata con sonda a termocoppia, immediatamente dopo il prelievo dello strato di ghiaccio soprastante.

*Dati metereologici ed ottici in aria*

Le misure atmosferiche di temperatura, umidità relativa e irradianza, sono state realizzate tramite la centralina meteo-radiometrica CARM (prototipo) dotata di un sensore quantico LI-193SA (LICOR), per la misura della radiazione PAR discendente alla superficie del *pack-ice*, di un sensore di irradianza energetica globale CM6B (Kipp e Zonen), di due sensori energetici per la misura di irradianze in due bande dell'ultravioletto UV2/AP e UV2/BP (Delta-T; 373±2 nm; 313±2 nm) del sensore HMP35AC (Vaisala) per la misura della temperatura (°C) e dell'umidità relativa. Le misure acquisite sono state memorizzate tramite il data logger CR10X (Campbell Scientific) ogni 5 minuti. Per confrontare le acquisizioni dei sensori quantici ed energetici nelle diverse bande spettrali, sono state utilizzate le seguenti relazioni: per la conversione di PAR quantica in PAR energetica (Morel e Smith, 1974): PAR ($\mu E\ m^{-2}\ s^{-1}$)= 4.46 PAR ($Wm^{-2}$); per la conversione di irraggiamento globale del sole in PAR quantica: PAR ($\mu E\ m^{-2}\ s^{-1}$)=2.30 Eglob ($Wm^{-2}$).

*Dati ottici in acqua e su ghiaccio*

Per le misure di irradianza, fluorescenza e temperatura in acqua e nel ghiaccio è stata utilizzata la sonda spettroradiometrica PUV 500/510 (Biospherical) costituita da due unità per la misura contemporanea di irradianza sottomarina e superficiale. Entrambe le unità, sono dotate di un sensore quantico PAR e di quattro sensori energetici, per la misura dell'irradianza UV (305, 320, 340, 380 nm), di sensore di radianza a 687 nm per la misura della fluorescenza naturale della clorofilla *in vivo*, di sensori di temperatura e di pressione. Le misure di irradianza sottomarina in profilo verticale sono state realizzate, calando la sonda PUV rivolta verso l'alto, sia attraverso un foro nel *pack-ice* (1 m ∅, interno alla *fish-hut*), sia attraverso un foro avente un diametro di 40 cm, all'esterno della *fish-hut*.

Per mezzo di una struttura appositamente realizzata detta "ASTICE", alla quale viene appesa la sonda PUV, è stato possibile effettuare anche la misura dell'irradianza discendente in acqua, proprio al di sotto del *pack-ice* e del *platelet-ice*, allontanando lo strumento dall'asse longitudinale del foro, in modo da evitare l'effetto del cono di luce proveniente dallo stesso. Misure con il PUV sono state realizzate anche su sezioni di ghiaccio: prelevando una carota di ghiaccio tagliata in sezioni di diversa altezza, così come su strati di neve di diversa altezza. Le diverse sezioni di ghiaccio e/o strati di neve sono poste direttamente sopra i sensori di luce della sonda PUV, all'interno di tubi in PVC opaco, aperti alle due estremità, indirizzando gli stessi verso la luce diffusa della volta celeste. Le misure di attenuazione dell'irradianza nella carota di ghiaccio sono state realizzate con la sonda PUV il 26, 27 e 29 novembre 1999 su carotaggi eseguiti nel campo A. Le sezioni della carota sono state tagliate in modo da esaminare diversi strati: 0-20 cm, 25-55 cm, 70-100 cm, 110-140 cm, 170-200 cm, 220-250 cm, 250-260 cm. Gli strati di neve corrispondono invece a diverse altezze: 3.5, 8, 11 e 14 cm. Dai valori di irradianza PAR e UV, dopo le correzioni con gli opportuni valori di offset, sono stati calcolati i coefficienti di attenuazione diffusa dell'irradianza discendente (Kd) per i giorni considerati, secondo la relazione: $Kd=1/(z2-z1)*\ln [Ed(z1)/Ed(z2)]$; dove Ed(z1) e Ed(z2) rappresentano rispettivamente l'irradianza discendente in aria e l'irradianza discendente al di sotto dello strato di ghiaccio, mentre la differenza (z2-z1) rappresenta l'altezza della sezione di carota considerata.

Su campioni di acqua di mare filtrata, e campioni prelevati dagli strati di *platelet* e *bottom* delle carote di ghiaccio, sono state inoltre fatte misure di assorbimento ed

attenuazione (AC-9, Wetlabs) a nove lunghezze d'onda nel visibile 412, 440, 488, 510, 630, 650, 676, 715 nm. Tutti i campioni sono stati anche filtrati (0.22 μm) e le relative misure fatte sia sul "tal quale" che sul filtrato, in modo da separare i valori di assorbimento e attenuazione del particellato da quelli della sostanza organica disciolta colorata (gilvina). La fluorescenza spettrale *in vivo* è stata misurata con spettrofluorimetro (LS-50, PE) come dettagliato in Lazzara *et al.* (1997). La concentrazione dei pigmenti clorofilliani intesi come clorofeopigmenti per la stima della biomassa autotrofa, è stata determinata entro pochi giorni dal prelievo, con dosaggio spettrofotometrico (Uvikon 930, Kontron) su estratti acetonici al 90%, seguendo Lazzara *et al.* (1997). Per alcuni estratti relativi a campioni della XV spedizione dopo il 20 novembre, è stato utilizzato il metodo spettrofluorimetrico (Neveux J. e Panouse, 1987) riportando però, per omogeneità, i valori misurati a quelli equivalenti del metodo spettrofotometrico, mediante una regressione condizionale (R=0.97. n=61) su campioni analizzati con entrambi i metodi. I campioni di fitoplancton per l'analisi al microscopio sono stati conservati e fissati con formalina neutra (soluzione finale 4%). L'osservazione al microscopio per il conteggio ed il riconoscimento tassonomico, è stata fatta utilizzando il metodo Utermhol (Hasle, 1978) ed i microscopi ottici invertiti IM-35 (Zeiss), Diaphot (Nikon) ed OPTECH, con obbiettivi 40× ed uso del contrasto di fase. I testi utilizzati per il riconoscimento sono: Balech (1976), Hasle (1964), Hasle (1965a), Hasle (1965b), Manguin ( 1960), Medlin e Priddle (1990), Priddle e Fryxell (1985), Round *et al.* (1990).

## Risultati

L'analisi delle variazioni dell'energia solare globale giornaliera (Fig. 1a) mostra un irraggiamento costantemente elevato per tutto il periodo in esame nel 1999, rivelando una condizione di copertura nuvolosa mediamente minore rispetto al 1997. Per motivi di bilancio radiativo quest'andamento potrebbe essere in accordo con i valori medi giornalieri di temperatura dell'aria più elevati, osservati nella seconda metà del mese di novembre 1997. Da notare che i valori di irraggiamento giornaliero in entrambi gli anni sono più bassi mediamente del 10-20% rispetto ai massimi misurati a Baia Terra Nova nello stesso periodo per gli anni 1987, 1989 e 1994 (Lazzara et al., 2000). L'andamento della temperatura media giornaliera dell'aria nel 1997 (Fig. 1b) mostra un decremento negli ultimi giorni di ottobre e fino al 2 novembre, passando da –10 a –14 °C (minimo mensile) e successivamente un forte innalzamento raggiungendo il 20 di novembre il valore massimo di –0.32 °C. Nello stesso periodo del 1999 la temperatura è stata generalmente più bassa: parte da –16 °C ed anche questa volta presenta un forte incremento nella prima settimana di novembre, raggiungendo i –4 °C. La maggiore differenza tra i due anni si osserva a partire dalla seconda metà di novembre, infatti nel 1997 la temperatura non scende oltre i –4 °C mentre nel 1999 la temperatura dopo il 14 novembre oscilla tra –10 °C e –6 °C.

Nel mese di novembre di entrambi gli anni, nei diversi strati di ghiaccio marino, ma particolarmente nel *bottom* e nel *platelet* si osserva un forte aumento della fitomassa. Nel 1997 nel *bottom-ice* (Fig. 1c) si ha un incremento della concentrazione di clorofeopigmenti da 680 a 2480 mg $m^{-3}$, valore massimo raggiunto il 21 di novembre, per poi diminuire fino al valore di 1000 mg $m^{-3}$ alla fine del mese. Nel *platelet* invece (Fig. 1d) le concentrazioni variano tra 748 e 248 mg $m^{-3}$ , in questo caso non è stato possibile seguire l'andamento delle concentrazioni oltre il 22 di novembre. Nel 1999 la concentrazione pigmentaria non raggiunge mai valori elevati come nel 1997

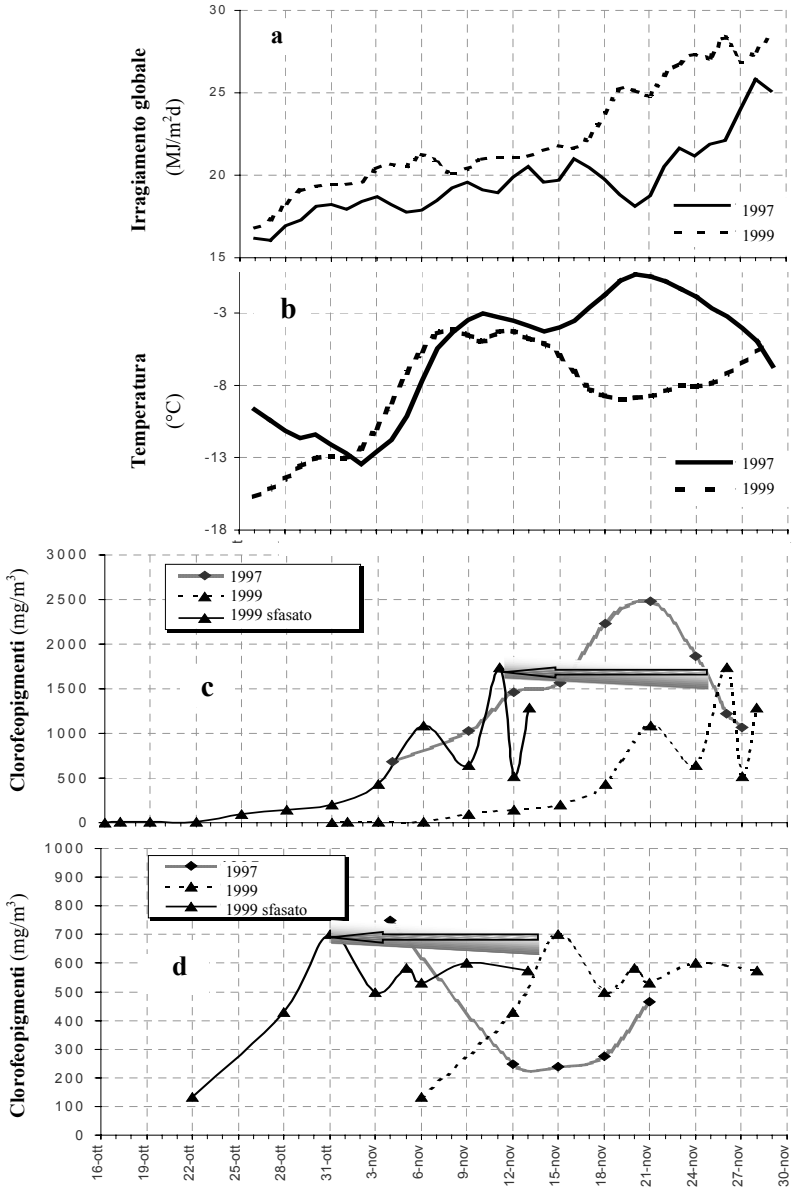



Fig. 1 - Andamenti temporali (media mobile) di: a- irradianza globale giornaliera (MJ/m²d); b- temperatura media giornaliera (°C); c- concentrazione dei clorofeopigmenti (mg/m³ ) nel *bottom-ice* e d- nel *platelet-ice*. La freccia in c e in d rappresenta l'ipotesi di uno sfasamento di 15 giorni, nel raggiungimento dei valori massimi, tra 1997 e 1999.

*Temporal variations of* a- *global daily irradiance (MJ/m²d);* b- *mean daily temperature (°C);* c- *chlorophaeopigments concentration (mg/m³) in the bottom-ice and* d- *in the platelet-ice. The arrow in c and d represents an hypothetical 15-days shift, between 1997 and 1999, in the maximum values.*

sia nel *bottom*, dove si ha un massimo a fine mese pari a 1740 mg/m$^3$, che nel *platelet* dove il massimo si raggiunge invece a metà novembre (716 mg/m$^3$). L'andamento temporale della densità fitoplanctonica si trova in accordo con quanto osservato nei profili temporali dei clorofeopigmenti: nel 1997 si passa da 95*10$^6$ cell/l il 10 di novembre a 156*10$^6$ cell/l il 22 di novembre, nel 1999 invece si osserva un graduale aumento della densità passando da 2*10$^6$ cell/l a inizio mese a 70*10$^6$ cell/l a fine mese. Le osservazioni dei campioni di fitoplancton prelevati nel corso della XIII e XV spedizione, mostrano una dominanza di diatomee pennate all'interno delle comunità microalgali simpagiche; in particolare due sono le specie dominanti, *Entomoneis kjellmannii (*ex *Amphiprora* sp.) e *Nitschia* cfr. *stellata.* Altre specie ritrovate nell'intera colonna di ghiaccio, anche se con molta minore abbondanza, sono *Coscinodiscus* crf. *furcatus*, *Fragilariopsis* cfr. *curta*, e varie specie del genere *Nitschia* tra cui frequentemente *N.* cfr. *taeniformis* e *N.* cfr. *cylindrus*. Un carattere citomorfologico generale delle cellule osservate è costituito dalla abbondanza e visibilità dei cloroplasti.

Il principale risultato dell'indagine è dunque la rilevazione di un'abbondante comunità microalgale simpagica, presente sia nel *pack-ice* che nel *platelet* a Baia Terra Nova, in primavera. In particolare, tra i diversi orizzonti della colonna di ghiaccio si osserva una differenza di biomassa di tre ordini di grandezza, con strati superficiali piuttosto poveri e strati di fondo molto concentrati. La crescita di biomassa autotrofa nel *bottom ice* nel 1997 comporta un aumento di circa 5 volte nell'arco di tre settimane e sembra essere in fase con il primo aumento dell'irradianza, mentre il suo declino inizia dopo un periodo di alta temperatura e un aumento di irradianza. Questa situazione è causa probabile del progressivo scioglimento del pack annuale, che insieme all'aumento della fotoinibizione, induce la fase finale della fioritura delle comunità microalgali simpagiche. Nel 1999 invece, sia la radiazione solare che la biomassa del bottom ice mostrano una tendenza a crescere durante tutto il mese di novembre, mentre la temperatura non va mai al di sopra di 0 °C. Ciò può essere posto in relazione con la presenza di un *pack- ice* di circa 1 metro più spesso di quello del 1997, cosa che sicuramente ha la conseguenza di ridurre l'effetto fotoinibitorio che l'aumento dell'energia radiante provoca sulla biomassa. Da notare dunque che la stagione nel 1999 appare in ritardo rispetto al 1997, ed infatti con un arretramento ipotetico di 15 giorni si possono porre in fase i rilievi dei due anni (Figg. 1c, 1d).

I coefficienti di attenuazione diffusa dell'irradianza PAR discendente, ricavati da profili effettuati dal 3 al 29 novembre del 1999, sono espressi in Fig. 2. In particolare sono stati distinti tre diversi strati: da 3 a 5 m comprendenti lo strato del *platelet*; 5-10 m appena sotto il *platelet* e infine dagli 8 m fino alla profondità massima raggiunta. In generale si può osservare il Kd relativo alla PAR presenta un incremento temporale da 2 a 4 volte dall'inizio alla fine del mese di novembre, coerentemente con la variazione della biomassa. Valori massimi si raggiungono nello strato 3-5 m (0.78 m$^{-1}$) già a metà novembre (come per la biomassa nel corrispondente *platelet*) e minimi negli strati più profondi (fino a 0.05 m$^{-1}$).

Su di una carota di ghiaccio prelevata a metà del mese di novembre (XV Spedizione), nel campo A, sono stati misurati i profili di temperatura e salinità (Fig. 3) lungo tutto lo spessore del ghiaccio annuale e della neve soprastante. Nel ghiaccio si osservano tre strati principali ben differenziati: il primo fino a ca. 100 cm con temperature minime e salinità più elevate, il secondo fino a 240 cm con minimi di salinità e temperature crescenti, il terzo cioè gli ultimi 10-20 cm corrispondente al *bottom-ice*, con incremento sia di temperatura che di salinità. Da notare che, come di seguito descritto, le separazioni intorno ai 100 e ai 240 cm corrispondono anche a forti variazioni delle proprietà ottiche del ghiaccio (attenuazione diffusa dell'irra-

dianza). Si tratta dunque di almeno due tipi di ghiaccio assai diversi, corrispondenti probabilmente a eventi successivi di formazione del pack annuale.

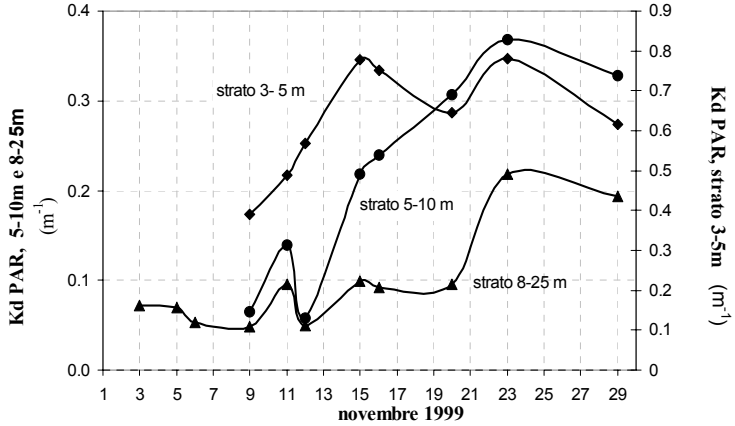



Fig. 2 - Andamento temporale dei coefficienti di attenuazione diffusa (Kd; $m^{-1}$) in tre diversi strati di acqua, ottenuti da misure di irradianza con PUV applicato ad "ASTICE".

*Temporal variations of the mean diffuse attenuation coefficient (Kd; $m^{-1}$) measured at three depth, by PUV probe and "ASTICE".*

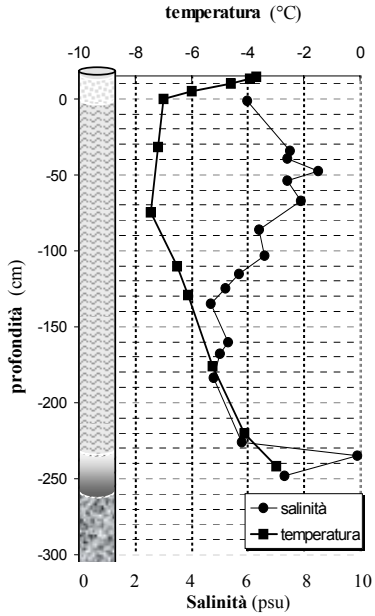



Fig. 3 - Profili batimetrici di temperatura (°C) e salinità (psu), misurate lungo la carota di ghiaccio, nella neve sovrastante e all'interfaccia acqua-ghiaccio.

*Bathimetric profiles of temperature (°C) and salinity (psu), measured along an ice carrot, in the snow layer above, and at the ice-water interface.*

Come si può osservare dalla Fig. 4a, il coefficiente di attenuazione diffusa dell'irradianza (Kd) nello strato di neve è di gran lunga maggiore rispetto a quello misurato nelle diverse sezioni della carota di ghiaccio (Fig. 4b). Nella neve il Kd per la PAR varia tra 65 e 32 $m^{-1}$ mentre per gli UV si passa da 56 a 80 $m^{-1}$ con una tendenza a diminuire con l'aumento della lunghezza d'onda considerata. Nel ghiaccio invece i valori di Kd sono molto più bassi e relativamente costanti (5 $m^{-1}$ per la PAR e mediamente 15 $m^{-1}$ per gli UV), solo nello strato colorato a livello del *bottom* (250-260 cm) si ha un forte aumento del Kd sia per la PAR (22 $m^{-1}$) che per la UVR (45 $m^{-1}$), dovuto alla presenza dei popolamenti microalgali. Inoltre si osserva che nello strato nevoso il Kd diminuisce all'aumentare dello spessore, probabilmente a causa del compattamento e conseguente riduzione della quantità di aria presente tra i cristalli, mentre nel ghiaccio si hanno valori minimi nello strato intermedio (110-220 cm) più alti in quello superficiale (0-110 cm) e massimi nel *bottom.*

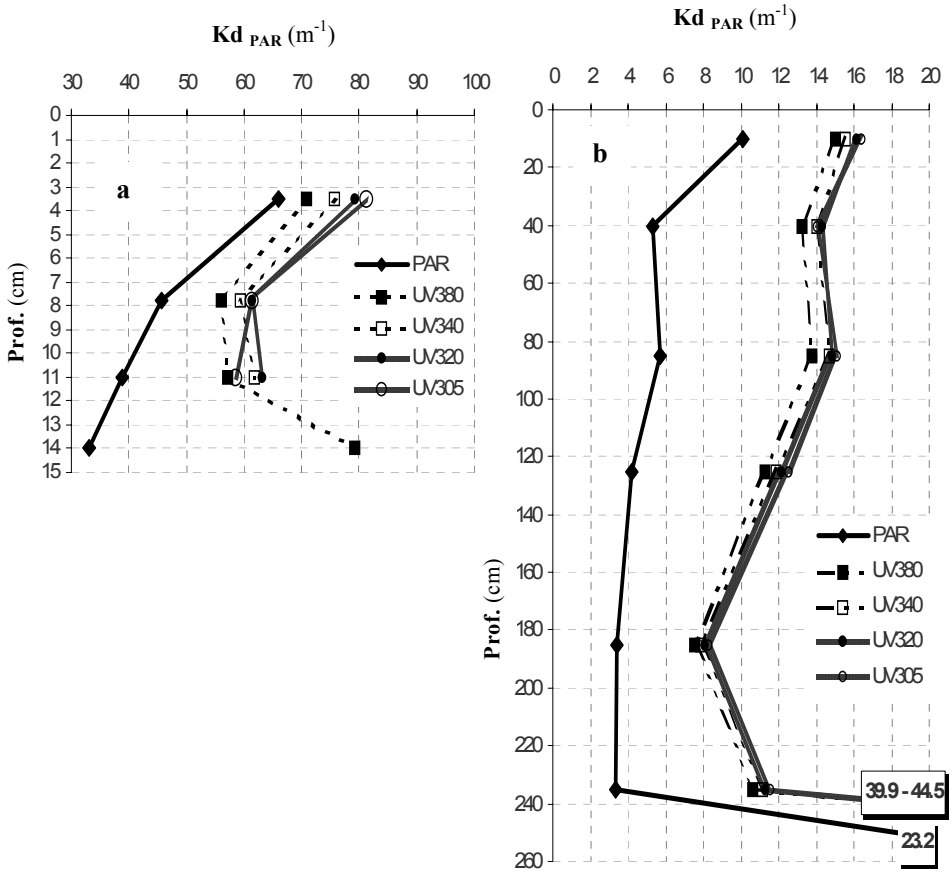



Fig. 4 - Stima del coefficiente di attenuazione diffusa (Kd; $m^{-1}$) di irradianza PAR e UVR; a- lungo uno spessore di neve che varia tra 3.5 e 14 cm; b- lungo una carota di ghiaccio di 260 cm.

*Estimates of PAR and UV radiation mean diffuse attenuation coefficient (Kd; $m^{-1}$);* a- *across layers of snow (3.5-14 cm);* b- *across an ice carrot (length 260 cm).*

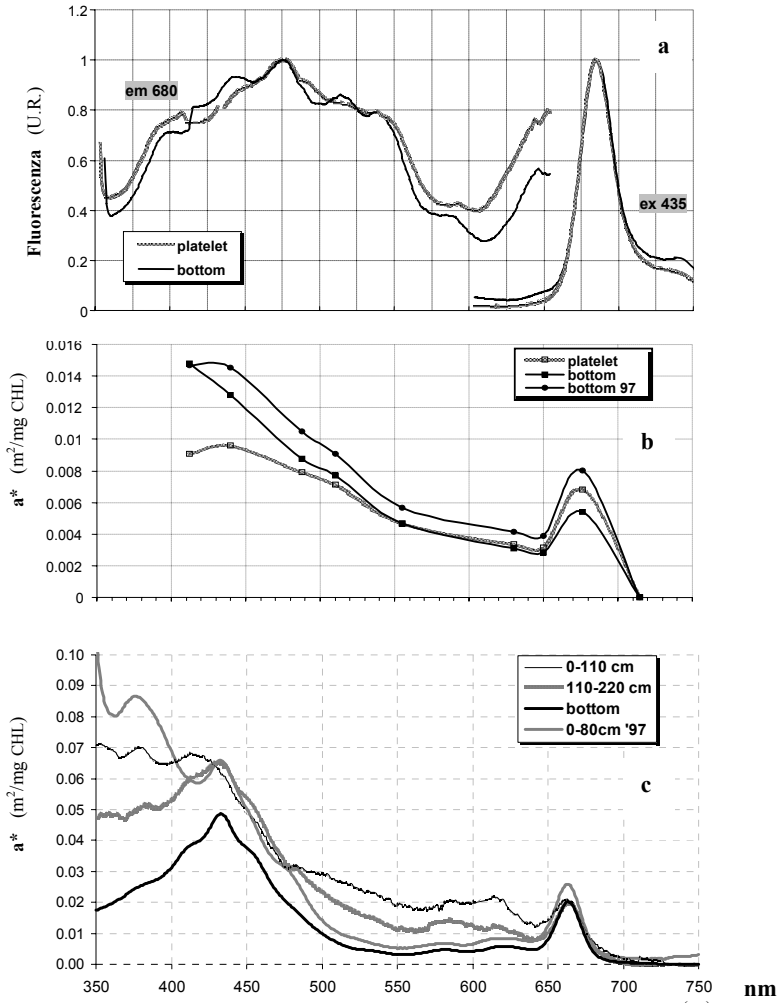



Fig. 5 - a- Spettro di eccitazione (em 680 nm) e di emissione (ex 435 nm) di fluorescenza *in vivo* (u.r.) realizzate su campioni di *platelet* e *bottom-ice*, normalizzati per il valore massimo; b- Spettri di assorbimento specifico ($m^2$/mg Chl *a*) *in vi*vo misurato con sonda AC9 (Wetlabs) su campioni di *platelet* e *bottom-ice*; c- Spettri di assorbimento specifico ($m^2$/mg Chl a) di estratti acetonici, relativi a tre diversi strati della carota di ghiaccio (0-110 cm, 110-120 cm, *bottom*).

a- *Excitation and emission spectra (em 680 nm and ex 435 nm, repectively) of in vivo fluorescence (u.r.) on platelet and bottom-ice samples (normalized);* b- *In vivo measurements of spectral specific absorption ($m^2$/mg Chl a), on platelet and bottom-ice samples;* c- *Spectral specific absorption of acetone-extracted chlorophyll ($m^2$/mg Chl a) from three layers of the pack-ice (0-110 cm, 110-120 cm, bottom and 0-80 cm).*

Partendo dalle misure ottiche effettuate sulla carota di ghiaccio e dalle misure al di sotto del *pack* e del *platelet* con il dispositivo ASTICE, si sono potute effettuare

delle stime dei valori di irradianza sperimentati dai popolamenti simpagici. Si è così calcolato che attraversati i 240 cm di ghiaccio arriva al *bottom-ice* ca. il 19% della PAR(0+) e al di sotto di questo lo 0.8%; mentre sotto il *platelet* giungono dallo 0.4 allo 0.9% di PAR(0+) cioè al massimo da 6 a 13 $\mu E\ m^{-2}\ s^{-1}$. Per gli UVB secondo le analoghe misure arriva nel *bottom* ca. il 7.8% del valore di superficie (uno dei più elevati misurati è stato di 9.2 $W\ m^{-2}$ per 40 nm di banda) al di sotto del *bottom* arriva lo 0.17% e sotto il *platelet* dallo 0.04 allo 0.1% (cioè 9 $mW\ m^{-2}$ ). Da notare che il massimo valore di PAR superficiale misurato è stato di 1.486 ($\mu E\ m^{-2}\ s^{-1}$).

La Fig. 5a mostra gli spettri di fluorescenza *in vivo* di due campioni provenienti da una carota di ghiaccio del 30/11/99 e riferiti ai campioni di *bottom* e di *platelet*. Gli spettri di eccitazione mostrano un picco di emissione a 682 nm e uno di eccitazione a 472 nm, che corrisponde al massimo di assorbimento della clorofilla *c*, maggiore in valore assoluto di quello della clorofilla *a* a 435 nm. Lo spettro di emissione, con eccitazione a 435 nm, mostra oltre al principale picco a 682 nm un secondo a 735 nm. La clorofilla *c* è un pigmento accessorio che partecipa direttamente al processo fotosintetico, assorbendo energia luminosa e convogliandola con elevata efficienza ai centri di reazione. L'attività di questo pigmento, evidenziata dagli spettri di eccitazione, aumenta l'energia luminosa a disposizione della fotosintesi, nelle condizioni di fotolimitazione del sistema *pack-ice*.

Gli spettri di assorbimento specifico *in vivo* (normalizzati cioè per le concentrazioni di clorofilla *a*) in Fig. 5b si riferiscono, a titolo di esempio, a due prelievi uno di *platelet* e uno di *bottom-ice*: in entrambi i casi si osservano i picchi accentuati a 440 e 676 nm, che corrispondono ai massimi caratteristici della clorofilla *a*. Mentre nel campione di platelet il valore di assorbimento specifico a 676 nm (circa 0,007 $m^2$/mg chl) è leggermente superiore a quello del campione di *bottom*, in quest'ultimo il picco dell'assorbimento specifico a 440 nm è meno evidente ma in valore assoluto maggiore (circa 0,013 $m^2$/mg chl). Si evidenzia inoltre una variazione di pendenza a 510 nm che corrisponde all'assorbimento di xantofille come la fucoxantina delle diatomee (con funzione fotosintetica, cfr. spettri fluorescenza, Fig. 5a). I valori di assorbimento specifico a 676 nm misurati anche in altri campioni si mostrano compresi tra 0,007 e 0,015 $m^2$/mg chl *a*, ovvero valori bassi come atteso in organismi fotolimitati a causa delle elevate concentrazioni pigmentarie e del conseguente *package effect* (Mitchell B.G. e Holm-Hansen O., 1991). In definitiva dunque le caratteristiche bio-ottiche e fisiologiche delle comunità simpagiche del ghiaccio marino annuale ed in particolare i popolamenti del *bottom* e del *platelet*, sono caratterizzate primariamente dalla condizione di limitazione luminosa. Si tratta di popolamenti fortemente sciafili, che si sono adattati a basse intensità luminose, aumentando il contenuto cellulare di pigmenti fotosintetici e selezionandone la qualità. Tale sciafilia infatti, risulta anche dalle curve P *vs* E misurate sugli stessi popolamenti da Guglielmo *et al.* (2000), con valori di Ek compresi tra 15 e 21 $\mu E\ m^{-2}\ s^{-1}$ .

Spettri di assorbimento specifico sono stati ottenuti anche da misure su estratti acetonici (Fig. 5c): per gli strati di *bottom* e di *platelet*, si osserva in generale la forma tipica degli estratti da diatomee, con un massimo per l'assorbimento della clorofilla *a* a 664 nm (0.02 $m^2$/mg chl *a*), il massimo a 435 nm ed un aumento a 410 nm dovuto alla presenza di feopigmenti. L'aspetto più interessante, tuttavia, sta nell'aumento generale dello assorbimento tra 350 e 400 nm (spesso con un picco a 370-380 nm) che si ritrova particolarmente nei campioni superficiali 0-110 cm e, con valori più bassi, nello strato sottostante (110-220 cm). Questo picco di assorbimento, mai osservato negli strati di fondo né nei campioni di acqua sottostante, può essere legato

alla presenza di Mycosporine–Like Amino Acids, ovvero sistemi proteici che rappresentano un mezzo di difesa naturale contro l'esposizione alle radiazioni UV elevate (Karsten, 1998). Le stesse caratteristiche di assorbimento sono già state osservate a Baia Terra Nova, ma esclusivamente nei campioni superficiali della colonna d'acqua nei mesi di gennaio e febbraio (Lazzara *et al.,* 1996; Lazzara *et al*., 1997).

## Conclusioni

La luce viene considerata il primo fattore limitante per la crescita degli organismi fototrofi marini e a maggior ragione lo è per le comunità simpagiche al fondo del ghiaccio annuale. Ci si può attendere che le variazioni dell'intensità luminosa nei diversi strati di ghiaccio siano strettamente connesse con l'instaurarsi e l'evolversi delle comunità fitoplanctoniche. Sebbene la radiazione PAR sia l'unica componente disponibile per l'attività fotosintetica, anche radiazioni a lunghezze d'onda non visibili, sono importanti nel determinare lo stato fisiologico delle cellule. In particolare le radiazioni UV (200-400 nm) hanno effetti deleteri sugli organismi fitoplanctonici, comportando danni cellulari a livello di DNA, degradando i pigmenti fotosintetici, riducendo il tasso di crescita, la mobilità cellulare e l'efficienza fotosintetica (Herrmann *et al.*, 1997). La stima della quantità di radiazione UV che penetra in acqua e nel ghiaccio, riveste quindi una grande importanza sia dal punto di vista biologico che ecologico, tanto più che le alghe simpagiche rappresentano circa il 30% della produzione primaria nelle regioni coperte dal ghiaccio dell'oceano antartico (Trodahl e Buckley, 1990). Se da un lato la copertura del ghiaccio e della neve attenuano molto la radiazione solare, sia PAR che UV, costituendo un limite alla crescita delle comunità simpagiche fototrofe, dall'altro tale copertura può avere un ruolo fondamentale nella protezione degli organismi che vivono in questo particolare habitat.

In sintesi, le principali osservazioni realizzate in questo studio sono:

-la microflora simpagica presenta un elevato sviluppo nel ghiaccio marino costiero di Baia Terra Nova, soprattutto negli strati di *bottom* e di *platelet-ice*. In questi strati la fitomassa raggiunge, nella piena primavera, valori fino a tre ordini di grandezza maggiori che negli strati superficiali e nella colonna d'acqua sottostante;

-le condizioni luminose misurate nel ghiaccio, il basso assorbimento specifico, gli evidenti e numerosi cloroplasti contenuti nelle cellule, l'alto contenuto di pigmenti accessori, dimostrano che siamo in presenza di popolamenti fortemente sciafili;

-il ghiaccio e lo strato nevoso soprastante pur essendo causa di condizioni fotolimitanti, vanno visti anche come elementi di protezione dall'irradianza UV, tanto che solamente negli strati più superficiali si sviluppano sistemi di potenziale fotoprotezione;

-la microflora simpagica è caratterizzata essenzialmente da diatomee pennate bentoniche. In particolare gli strati di *bottom* e di *platelet-ice* sono dominati dalle specie *Entomoneis kjellmanni* e *Nitzschia* cfr. *stellata*, che perciò vanno considerate "specie bioindicatrici" di condizioni fortemente oligofotiche.

**Summary**

Antarctic sea waters are one of the most dynamic ecosystem of the world. The process of ice formation and melting implies changes of light intensity, temperature, salinity, nutrients and particulate concentration. During the Austral spring of 1997 and 1999 (XIII and XV Italian Expedition in Antarctica) we investigated the effect of these changes on the spatial and temporal distribution of sympagic micro-algae communities at Terra Nova Bay, in relation to the variations of the physical proprieties of the pack–ice ecosystem. The

collected samples were examined for taxonomical classification of sympagic micro-algae and for spectrophotometric analysis of photosynthetic pigment concentration. Bio-optical properties of sea-ice (spectral absorption and attenuation coefficients, spectral fluorescence) were measured in the UVR and visible range. Also assessed were variation of global and spectral irradiance at the sea surface, and attenuation of PAR and UVR by the water, ice and snow.

The pack-ice coverage in 1999 was up to 240 cm thick attenuating surface PAR irradiance up to 80%. The visible light was further attenuated up to 99% at the platelet-ice level. Surface UVB radiation was reduced to 7.8% through the snow layer, and to 0.17% below the bottom-ice layer. The mean vertical attenuation coefficient of PAR irradiance ($Kd_{PAR}$) was at a maximum in the snow stratum ($Kd_{PAR}$ =32-65 $m^{-1}$ ; $Kd_{UVR}$ = 56-80 $m^{-1}$) while Kd values were much lower along the ice section ($Kd_{PAR}$ = 5 $m^{-1}$ and $Kd_{UVR}$ = 15 $m^{-1}$ ). They remained constant until radiation reached the intensely pigmented layer of the bottom-ice.

Chlorophaeopigment analysis revealed very high biomass concentration, reaching 2400 mg $m^{-3}$ in the bottom-ice in 1997 and 1700 mg $m^{-3}$ in 1999. Despite variations in the taxonomic composition of the sampled communities, this biomass was exclusively composed of diatoms, mainly *Entomoneis kjellmannii* and *Nitschia* cfr. *stellata*. These species showed characteristics of typical shade-adapted phototrophic organisms.

The specific absorption coefficient of chlorophyll a ($a^*_{676}$) was as low as 0.007 $m^2$/ mg chl ($0.015<a^*_{676}>0.007$) and the relevant presence of accessory light-harvesting pigments, such as xantophylls and chlorophyll c, indicated a physiological adaptation to low-light conditions. UV-protecting pigments resulted from samples of the pack-ice surface communities. In addition, biomass at the pack-ice surface was $10^3$ times lower than at the bottom-ice level where it grew according to irradiance variation with time.

While the reported environmental conditions are apparently unsuitable to phytoplankton growth, limitation of light, especially UVB radiation, may have resulted in a favourable environment for a few adapted species. Changes in the physics of the system strongly affected the physiology, and therefore the whole life cycle of the Antarctic phytocoenosis.

## Bibliografia


ACKLEY S.F., SULLIVAN C.W. (1994) - Physical controls on the development and characteristics of Antarctic sea ice biological communities: a review and synthesis. *Deep-Sea Res*., **41**: 1583-1604.

ARRIGO K.R., SULLIVAN C.W., KREMER J.N. (1991) – A bio-optical model of Antarctic Sea Ice. *J. Geophys. Res.,* **96**: 10581-10592.

BALECH E. (1976) - Clave ilustrada de Dinoflagelados Antarticos. *Publ. Inst. Antart. Argent*., **11**: 1-99.

DIECKMANN G.S. *et al*. (1998) – A compilation of data on sea ice algal standing crop from the Bellingshausen, Amundsen and Weddell seas from 1983 to 1994. In: Lizotte M.P., Arrigo K.R. (eds), *Antarctic Sea Ice, biological processes, interactions and variability*. Antarctic Research Series, **73**: 85-92.

GUGLIELMO L., CARRADA G.C., CATALANO G., DELL'ANNO A., FABIANO M., LAZZARA L., MANGONI O., PUSCEDDU A., SAGGIOMO V. (2000) - Structural and function properties of simpagic communities in the annual sea ice at Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *Polar Biol*., **23**: 137-146.

HASLE G.R. (1964) - Nitzschia and Fragilariopsis species studied in the light and electron microscopes. I. Some marine species of Nitzschiella and Lanceolatae. *Skr. Nor. Vidensk. Akad. Oslo Mat. Naturvidents*, K1 NS, **16**: 1-48.

HASLE G.R. (1965a)- Nitzschia and Fragilariopsis species studied in the light and electron microscopes. II. The group Pseudonitzschia. *Skr. Nor. Vidensk. Akad. Oslo Mat. Naturvidents*, K1 NS, **18**: 1-45.

HASLE G.R. (1965b) - Nitzschia and Fragilariopsis species studied in the light and electron microscopes. III. The genus Fragilariopsis. *Skr. Nor. Vidensk. Akad. Oslo Mat. Naturvidents*, K1 NS, **21**: 1-49.

HASLE G.R. (1978) - Using the inverted microscope. In: A. Sournia (ed), *Phytoplankton manual. Monographs on Oceanographic methodology*. UNESCO, Paris: 191-196.

HERMANN H., HADER D.P., GHETTI F. (1997) - Inhibition of photosyntesis by solar radiation in *Dunaliella salina*: relative efficiens of UV-B, UV-A and PAR. *Plant Cell and Environment*, **20**: 359-365.

KARSTEN U., SAWALL T., HANELT D., BISCHOF K., FIGUEROA FL., FLORES-MOYA A., WIENCKE C. (1998) - An Inventory of UV-Absorbing Mycosporine-Like Amino Acids in Macroalgae from Polar to Warm-Temperate Regions. *Botanica Marina*, **41**: 443-453.

LAZZARA L., NUCCIO C., MASSI L., INNAMORATI M. (1995) - Le microalghe simpagiche di Baia Terra Nova (Antartide), nell'estate 1994/1995. *Giornale Botanico Italiano*, **129** (1): 425.

LAZZARA L., INNAMORATI M., MASSI L., MORI G., NUCCIO C. (1996) - Irradiance control of phythoplankton biomass and production in Terra nova Bay (Western Ross Sea). *EOS Trans. AGU*, 76 (3). *Ocean Sciences Meet*. (Suppl.), **144**, OS41C-5.

LAZZARA L., MASSI L., NUCCIO C., BIONDI N., INNAMORATI M. (1997) - Phytoplankton ecology: irradiance, particles, gilvin, pigments, absorption, fluorescence, production and species density in Terra Nova Bay, Ross Sea. In: Faranda F.,Guglielmo L. (eds), *National Scientific Commision for Anctartica Oceanographic Campaign 1994-1995*, Data Rep. Part I, Genova: 229- 279.

LAZZARA L., SAGGIOMO V., INNAMORATI M., MANGONI O., MASSI L., MORI G., NUCCIO C. (2000) - Photosynthetic parameters, Irradiance, Biooptical Properties and Production Estimates in the Western Ross Sea. In: F. Faranda, L. Guglielmo and A. Ianora (eds), *Ross Sea Ecology. ItaliAntartide Expeditions (1987-1995)*, Springer Verlag, Berlin.

LORENZEN C.J. (1967)- Determination of chlorophyll and phaeopigments spectro-photometric equation. *Limnology Oceanography*, **22** (4): 709-722.

MANGUIN E. (1960) - Les diatomées de la Terre Adélie. Campagne du «Commandant Charcot» 1949-1950. *Ann. Sci. Nat. (Bot.),* **12** (1): 223-262.

MEDLIN L.K., PRIDDLE J. (1990) - Polar marine diatoms. *British Antarctic Survey,* Cambridge.

MITCHELL B.G., HOLM-HANSEN O. (1991) - Bio-optical properties of Antarctic Peninsula waters: differentiation from temperate ocean models. *Deep-Sea Res*., **38**: 1009-1028.

MOREL A., SMITH R.C. (1974) - Relation between total quanta and total energy for acquatic photosynthesis. *Limnology Oceanography*, **19**: 591-600.

NEVEUX J., PANOUSE L. (1987) - Spectrofluorimetric determination of chlorophylls and pheophhytins. *Archiv. fur Hydrobiologie.*, **109**: 567-581.

PALMISANO A.C., SULLIVAN C.W. (1985) - Physiologycal Response of Micro-Algae in the Ice-Platelet Layer to Low-Light Conditions. *Mar. Biol. Res.:* 85-88.

PALMISANO A.C., SULLIVAN C.W. (1983) - Sea ice Microbial Communities (SIMCO). 1. Distribution, Abundance and Primary Production of Ice Microalgae in McMurdo Sound, Antarctica in 1980. *Polar Biol*., **2**: 171-177.

PRIDDLE J., FRYXELL G. (1985) - Handbook of the common plankton diatoms of the Southern Ocean: centrales except the genus Thalassiosira. *British Antarctic Survey,* Cambridge.

ROUND F.E., CRAWFORD R.M., MANN D.G. (1990) - The Diatoms. *Biology & Morphology of the Genera*. Cambridge University Press. Cambridge.

TRODAHL H.J., BUCKLEY R.G. (1990) - Enhanced ultraviolet transmission of Antartic sea ice during the Austral spring. *Geophys. Res. Lett*., **17**: 2177-2179.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 255-264

S. Libralato[1,2], F. Pranovi[1], S. Raicevich[1,2], O. Giovanardi[2]

[1]Dipartimento di Scienze Ambientali, Univ. Ca' Foscari, Dorsoduro, 2137 - 30123 Venezia, Italia.
[2]Istituto Centrale per la Ricerca Applicata al Mare, STS Chioggia, Venezia, Italia.

# *MIXED TROPHIC IMPACT* E *TRANSFER EFFICIENCY* COME INDICATORI DEL RUOLO DI UNA SPECIE E DELLO STATO DELL'ECOSISTEMA

# *MIXED TROPHIC IMPACT AND TRANSFER EFFICIENCY AS INDICATORS OF SPECIES' ROLE AND ECOSYSTEM STATE*

***Abstract***

*The analysis of Mixed Trophic Impact and Transfer Efficiency was carried out by using four different models of the Venice Lagoon, representing the ecosystem by means of a trophic web of 27 compartments. Some compartments are subjected to fishing activities, here defined as artisanal fishery and mechanical clam harvesting. The Mixed Trophic Impact allows to rank all the compartments of the trophic web on the basis of the global impact that a compartment exerts on all the others of the system. The computation of the global impact per unit of biomass allows us to identify groups which play a key role in the studied ecosystem (*e.g. Tapes philippinarum *is identified as a wasp-waist species and the zooplankton as a keystone group). The analysis of the Transfer Efficiency has evidenced that the Manila clam contributes significantly in the increasing of the efficiency of energetic transfers within the trophic web.*

***Key-words:*** *food webs, disturbance, fishing, energy, transfer, Venice Lagoon.*

## Introduzione

La necessità di risolvere i conflitti ambientali, ormai estesi a tutti gli ecosistemi, ha dato forte spinta, in particolare negli ultimi decenni, all'allargamento delle conoscenze scientifiche sull'ambiente e gli ecosistemi naturali. L'evidenza di relazioni non semplicemente lineari, la presenza di effetti indiretti ed effetti a cascata (Rice, 2001), hanno contribuito, inoltre, ad accrescere la domanda di un approccio ecosistemico per lo studio e per l'individuazione delle soluzioni gestionali dei conflitti tra uomo e ambiente (Link, 2002). La necessità di un approccio olistico è contemporaneamente affiancata dall'esigenza di individuare elementi dell'ecosistema da utilizzare come indicatori (Rice, 2000), e specie dal ruolo chiave da utilizzare come biondicatori. Tali specie, particolarmente sensibili alle variazioni ambientali o che comunque giocano un ruolo centrale nel sistema in cui sono inserite, possono essere utili per monitorare lo stato e la qualità di un ecosistema, consentendo di individuare le aree d'intervento e gli habitat di riferimento, e di verificare l'adeguatezza delle pratiche gestionali adottate. Ad esempio, le *keystone species* sono specie dalla biomassa contenuta, ma dall'alta importanza funzionale per l'intera comunità biologica. Alcuni ecosistemi presentano, inoltre, specie molto abbondanti in una posizione intermedia della rete trofica che garantiscono il flusso dell'energia alla parte superiore della rete trofica e vengono chiamate specie *waist* (Rice, 2001).

Le *keystone* e *wasp-waist*, sono specie importanti nella configurazione e nella struttura dell'ecosistema (Cury *et al.*, 2000; Rice, 2001). Modifiche naturali o indotte dall'uomo sull'abbondanza o sulla presenza di tali specie comportano modifiche sostanziali della struttura, ovvero cambi delle relazioni trofiche e, più in generale,

vie alternative ai flussi di energia (sistemi resilienti) (Kondoh, 2003), oppure, pur mantenendo inalterata la struttura, variano le dimensioni: in questi casi si osserva la riduzione dei flussi energetici del sistema ed il collasso degli stocks (es. Kideys, 2002). Le specie dal ruolo chiave sono tali se considerate all'interno di un determinato ecosistema e sono identificabili solo dopo aver quantificato le relazioni funzionali tra tutte le componenti del sistema: il loro studio necessita, quindi, un approccio di tipo ecosistemico.

In quest'ambito l'utilizzo di modelli può essere di grande aiuto, in quanto essi sono utili strumenti di sintesi delle conoscenze di un ecosistema (Jarre-Teichmann, 1998), mediante i quali è possibile identificare proprietà emergenti altrimenti nascoste (Muller, 1997) e confrontare ecosistemi e habitat diversi con indici quantitativi (ad es. Christian *et al.*, 1993; Libralato *et al.*, 2002). L'approccio modellistico consente, infatti, di riassumere le diverse conoscenze biologiche in modo quantitativo, affiancandole ad informazioni anche qualitative che descrivono i rapporti tra le componenti del sistema con forme funzionali empiriche (Puccia, 1992; Hallowed *et al.*, 2000). In particolare, i modelli a bilancio di massa permettono di rappresentare l'ecosistema attraverso uno stato stazionario che costituisce un'immagine istantanea dell'andamento medio del sistema nel periodo oggetto di studio (Christensen *et al.*, 2000). Inoltre, essi consentono di descrivere l'ecosistema preservandone le caratteristiche di complessità (Puccia, 1992), e di rappresentare le interazioni trofiche tra organismi (descritti da comparti che rappresentano una singola specie o più specie caratterizzate da ruolo trofico simile) e le forzanti di origine antropica (ad esempio la pesca) (Christensen *et al.*, 2000).

Il modello a bilancio di massa descrive implicitamente gli effetti sia diretti che indiretti (positivi e negativi) delle interazioni tra le diverse componenti del sistema: tali effetti sono quantificati (e resi confrontabili) dal *Mixed Trophic Impact* (Ulanowicz e Puccia, 1990). Inoltre, la descrizione dei flussi d'energia della rete trofica consente di quantificare l'efficienza di trasferimento (*Transfer Efficiency*), che può rivelarsi un utile indicatore dello stato complessivo delle comunità biologiche (Pauly e Christensen, 1995).

La laguna di Venezia è un ambiente in cui la componente naturale e l'attività antropica convivono in modo stretto, legate da interazioni complesse. Il polo industriale, gli scarichi dal bacino scolante e gli scarichi urbani influiscono sui cicli biogeochimici ed energetici della laguna (Drain, 2001), e anche l'acquacultura e la pesca agiscono sugli organismi e sull'habitat con effetti diretti ed indiretti (Giovanardi e Pranovi, 1997). Dopo gli anni di crisi dovuti ai bloom macroalgali (Sfriso *et al.*, 1989), l'introduzione della vongola filippina (*Tapes philippinarum*), negli anni '80, ha costituito un ulteriore elemento di crisi: contemporaneamente alla rapida invasione dell'ambiente lagunare si è diffuso, infatti, lo sfruttamento di questa specie con attrezzi ad elevato impatto (Pranovi e Giovanardi, 1994; Pranovi *et al.*, 2003).

Nell'ottica di una necessaria gestione delle risorse naturali della laguna, e in particolare per la gestione delle attività di pesca, assume rilevante importanza l'individuazione di specie sensibili e specie dal ruolo chiave, che possono costituire i punti critici nella fase gestionale. Lo scopo del presente lavoro, quindi, è di utilizzare le proprietà emergenti delle reti trofiche per determinare, in scenari differenti, il ruolo delle specie nell'ecosistema della laguna di Venezia, da mettere in relazione con lo stato del sistema e con l'attività di pesca.

## Materiali e metodi

Allo scopo di confrontare i diversi stati dell'ecosistema lagunare, sono utilizzati vari modelli a bilancio di massa costruiti per la rappresentazione del bacino centrale e quello meridionale della laguna di Venezia. Per la laguna centrale sono state utilizzate le reti trofiche ricostruite per l'anno 1988, quando le vongole filippine e l'attività di pesca erano pressoché assenti, per il 1998, quando l'area era soggetta ad intensa attività di raccolta meccanica delle vongole e una rete trofica "prevista" simulando la chiusura totale alla pesca delle vongole (chiamato modello 2008). Il modello della laguna meridionale descrive l'habitat di una prateria di fanerogame ed è costruito con dati relativi al 1998 (Libralato *et al.*, 2002). In queste reti trofiche, l'ecosistema è rappresentato mediante 25 comparti biologici e 2 comparti di detrito (per un totale di 27 gruppi trofici), sui quali agiscono le attività di pesca artigianale e pesca delle vongole, quest'ultima rappresentata anche con lo scarto di pesca e la risospensione dei sedimenti (maggiori dettagli in Pranovi *et al.*, 2003).

La rete trofica così descritta permette l'applicazione dell'analisi input-output, derivata dall'economia, per determinare gli impatti trofici. Per ogni coppia di compartimenti ($i$,$j$) l'impatto netto di $i$ su $j$ ($q_{ij}$) è dato dalla differenza tra l'effetto positivo, quantificato dalla frazione della preda $i$ nella dieta del predatore $j$, e l'effetto negativo valutato come la frazione della produzione della preda $i$ predata da $j$. Il *mixed trophic impact* ($m_{ij}$) è calcolato dal prodotto degli impatti netti $q_{ij}$ (effetti diretti) per tutti i percorsi possibili che legano $i$ a $j$ attraverso la rete trofica, e quantifica gli effetti concatenati (Ulanowicz e Puccia, 1990). Gli elementi $m_{ij}$ della matrice M (N×N per una rete trofica di N comparti) quantificano gli impatti diretti ed indiretti, positivi e negativi di ogni comparto impattante ($i$) sul comparto impattato ($j$): valori positivi (/negativi) indicano che l'aumento di biomassa del comparto $i$ comporta un incremento (/decremento) di biomassa sul gruppo $j$, e rappresenta una sorta di analisi di sensitività (Jarre-Teichmann, 1998; Christensen *et al.*, 2000).

La somma pesata degli impatti che un comparto ha su tutti gli altri costituisce un indice dell'impatto globale (GI) e dell'importanza funzionale di una specie nell'ecosistema. Per calcolare l'impatto globale la matrice M è moltiplicata per un vettore di pesi (P): se i pesi moltiplicativi sono l'inverso delle biomasse dei comparti impattati ($j$), si ottiene un indice che rappresenta l'effetto assoluto (aGI) di una variazione unitaria della biomassa di $i$:

$$[aGI]^{Nx1} = [M]^{NxN} \times [P]^{Nx1} \longrightarrow aGI_i = \sum_j m_{i,j} \cdot \frac{1}{B_j}$$

mentre la somma degli impatti pesata con il rapporto tra le biomasse ($Bi/Bj$) quantifica l'effetto sull'intero ecosistema della variazione percentuale di biomassa di $i$ (rGI):

$$[rGI]^{Nx1} = [M]^{NxN} \times [P]^{Nx1} \longrightarrow rGI_i = \sum_j m_{i,j} \cdot \frac{B_i}{B_j}$$

L'indice aGI consente di valutare l'importanza funzionale dell'unità di biomassa di ogni comparto. L'indice rGI, invece, costituisce una quantificazione dell'impatto sull'intero ecosistema di una variazione percentuale della biomassa del comparto rispetto al valore attuale. Le specie *keystone*, dalle biomassa ridotte ma dall'elevato valore funzionale nella rete trofica, avranno valori elevati di aGI, mentre specie che esercitano un controllo prevalente sul sistema (*bottom-up*, *top-down* o *wasp-waist*) avranno valori elevati dell'indice di impatto relativo per frazione di biomassa, ovvero rGI.

L'efficienza di trasferimento (TE, *transfer efficiency*) è calcolata per ogni livello trofico (TL) come la frazione della produzione lorda utilizzata dal livello trofico suc-

cessivo (Pauly e Christensen, 1995), ovvero come il rapporto tra gli exports e consumi da un certo livello trofico e la sua produzione totale (Christensen *et al.*, 2000).

## Risultati

L'analisi della matrice M ha consentito di calcolare gli indici globali aGI e rGI per le quattro reti trofiche della laguna di Venezia e di ordinare in ogni stato (o scenario) i comparti (o gruppi trofici) in funzione del valore di tali indici. In Fig. 1a sono riportati i valori di aGI per la rete trofica della laguna centrale soggetta ad intenso sfruttamento (1998): l'ordine di importanza è Zooplancton>Detritivori>Filtratori da cui emerge il ruolo di specie *keystone* dello zooplancton. L'indice di impatto globale relativo (rGI, Fig. 1b) ordina invece per importanza i gruppi Vongola> Detritivori>Onnivori, da cui emerge il ruolo *wasp-waist* esercitato da *Tapes philippinarum,* ma anche l'importante ruolo di controllo di detritivori e onnivori. Prima della diffusione delle vongole, scenario 1988 (Fig. 2a), lo zooplancton era ancora la specie dal ruolo funzionale chiave, con aGI nell'ordine Zooplancton>Detritivori>Filtratori, mentre i gruppi legati al detrito costituivano i principali elementi di controllo della rete trofica (rGI decrescente per Detritivori> Meiobentos>Onnivori, Fig. 2b).

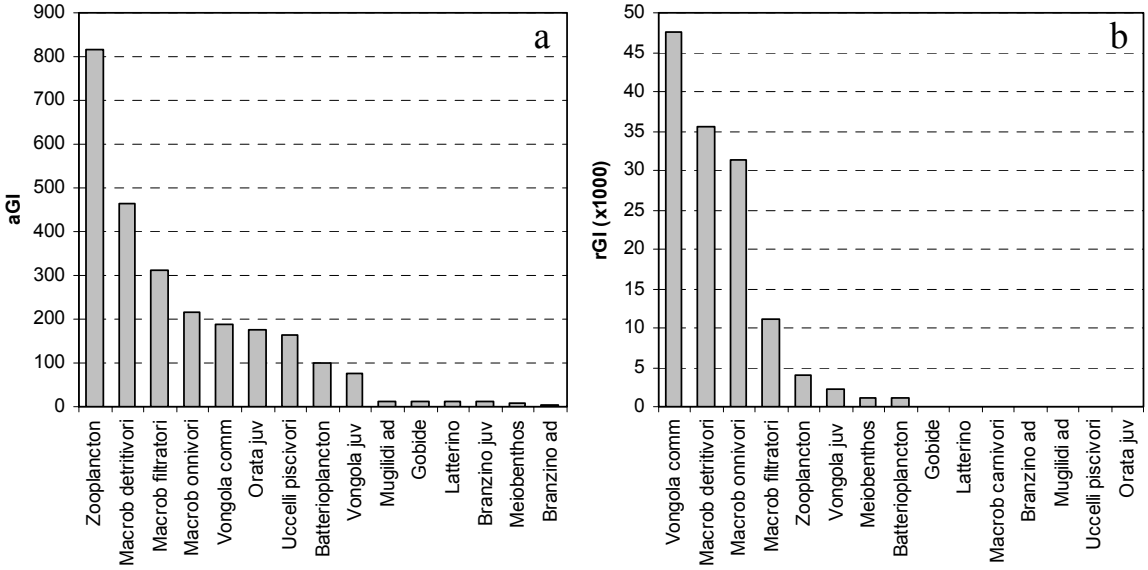



Fig. 1 - Indici globali, derivati dal mixed trophic impact, dell'impatto dei compartimenti sull'intera rete trofica del bacino centrale della laguna di Venezia, nella situazione attuale con elevate densità ed elevato sfruttamento di *T. philippinarum* (anno 1998). Sono riportati gli indici dei primi 15 compartimenti in ordine decrescente escludendo per chiarezza i produttori primari e le due forme di detrito. a) Indice globale dell'impatto per unità di biomassa (aGI); b) Indice globale relativo (rGI), misura dell'impatto di una frazione della biomassa attuale del comparto.

*Global indexes of the compartment's impact on the whole food web of the central basin of the Venice Lagoon. Actual scenario with high densities and exploitation for* T. philippinarum, *year 1998. The indexes for the first 15 compartments ranked for decreasing values are reported, while the primary producers and detritus forms are omitted for clarity. a) Global Index of the impact per unit of biomass (aGI); b) relative Global index, as the impact per fraction of the actual biomass (rGI).*

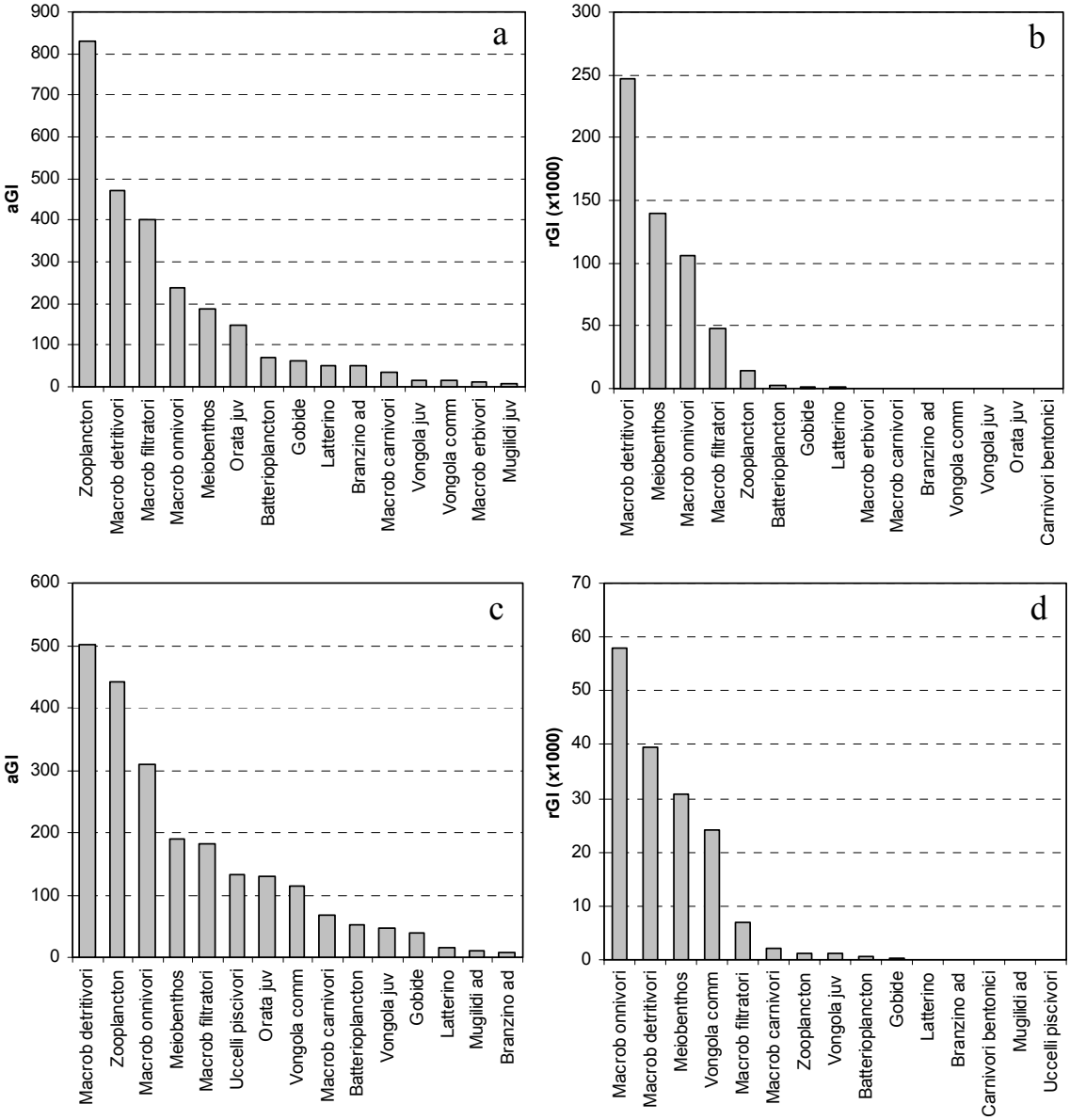



Fig. 2 - Indici globali per il bacino centrale della laguna di Venezia: ricostruzione della rete trofica per l'anno 1988 (a e b), con *T. philippinarum* e attività di pesca pressoché assenti, e rete trofica prevista senza l'attività di pesca delle vongole, scenario 2008 (c e d). a,c) Indice globale dell'impatto per unità di biomassa (aGI); b,d) Indice globale relativo (rGI).

*Global indexes for the central basin of the Venice Lagoon in two scenarios: the food web for the year 1988 (a and b), when biomass and exploitation for* T. philippinarum *where nearly absent and the future trophic web, forecasting no exploitation for Manila clam, scenario 2008 (c and d). a, c) Global Index of the impact per unit of biomass (aGI); b, d) relative Global index, as the impact per fraction of the actual biomass (rGI).*

L'eliminazione della pesca (scenario 2008) riduce l'importanza dello zooplancton a favore dei detritivori (Detritivori>Zooplancton>Onnivori, Fig. 2c), inoltre nel ruolo di specie di controllo la vongola viene sostituita da Onnivori>Detritivori>Meiobentos (rGI di Fig. 2d). I risultati ottenuti per l'habitat a fanerogame mettono in risalto gli onnivori come specie chiave a fianco dello zooplancton e il ruolo secondario dei filtratori (Fig. 3a, con Zooplancton≈Onnivori>Filtratori). Mentre, tra i gruppi di controllo, risulta dominante il ruolo del meiobentos e secondariamente quello di onnivori e filtratori (Fig. 3b, Meiobentos>Onnivori>Filtratori).

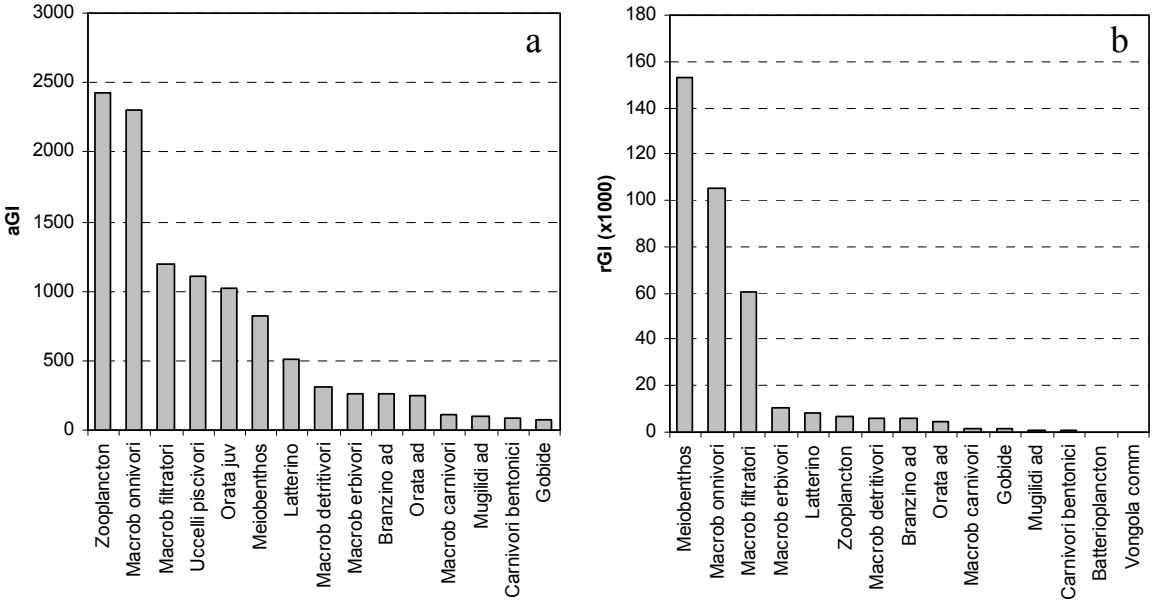



Fig. 3 - Indici globali dell'impatto dei principali comparti sull'intera rete trofica attuale (anno 1998) del bacino sud della laguna di Venezia, caratterizzato da praterie di fanerogame. a) Indice globale dell'impatto per unità di biomassa (aGI); b) Indice globale relativo (rGI).

*Global Indexes of the impact of the major compartments on the whole actual food web (year 1998) for the southern basin of the Venice Lagoon, characterized by extensive seagrass meadows. a) Global Index of the impact per unit of biomass (aGI); b) relative Global index, as the impact per fraction of the actual biomass (rGI).*

L'efficienza di trasferimento (Fig. 4) ha mostrato valori simili per il TL II nelle quattro reti trofiche (circa 10-12%), ma l'andamento per i TL superiori si discosta in maniera sostanziale nei quattro scenari. Le reti trofiche dell'ecosistema attuale, dell'ambiente senza la pesca delle vongole e dell'area a fanerogame presentano il massimo di efficienza al TL III (rispettivamente circa 15%, 12% e 17%). La rete trofica prima dell'introduzione del tapes ha il massimo di efficienza al TL II e minimo a TL V (circa 6%, minimo osservato). Nell'area a fanerogame il TE decresce in modo

sostanziale all'aumentare del TL (minimo 2% a TL VIII), mentre la riduzione di efficienza nell'area centrale della laguna è più contenuta e si assesta su valori dell'8% per TL VIII.

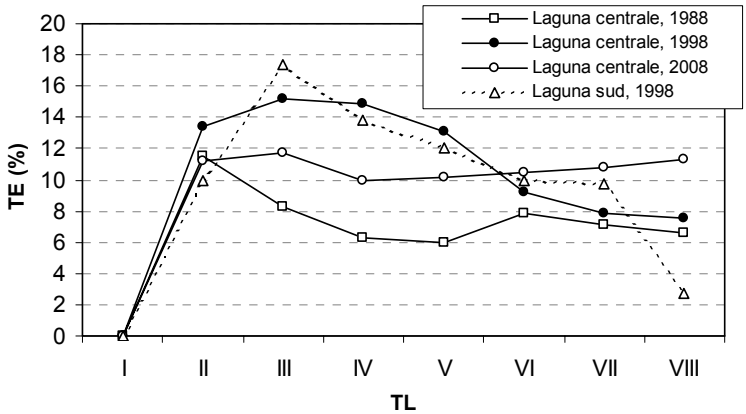



Fig. 4 - Transfer Efficiency (TE) in funzione del livello trofico (TL) per i quattro modelli della rete trofica della laguna di Venezia: bacino centrale prima della diffusione di *T. philippinarum* e della raccolta meccanica (1988), situazione attuale con elevato sfruttamento delle vongole (1998), scenario previsto in assenza di pesca (2008) e attuale rete trofica del bacino meridionale (anno 1998).

*Transfer Efficiency (TE) against integer Trophic Levels (TL) for the 4 models of the Venice Lagoon food web: central basin before diffusion and exploitation of* T. philippinarum *(1988), actual scenario with heavy mechanical exploitation (year 1998), future scenario obtained eliminating the fishery (2008) and the food web for the southern basin (referred to the year 1998).*

## Conclusioni

L'analisi della rete trofica consente di descrivere i principi ecologici fondamentali della crescita, riproduzione, predazione, competizione e successione ecologica (Rice, 2001), che sono desunti da ricerche a livello di individuo e popolazione e che, con il modello a bilancio di massa, vengono applicati alla scala ecosistemica (Jarre-Teichmann, 1998). Il *mixed trophic impact* quantifica le prime quattro funzioni e può essere applicato a diversi stati dell'ecosistema, nello spazio e nel tempo, in modo da avere indicazioni sulle eventuali evoluzioni ecologiche, frutto di transizioni trofiche degli organismi coinvolti, che si esplicano poi nella successione ecologica (Rice, 2001).

Con il *mixed trophic impact* è stato quantificato l'indice di impatto globale assoluto (aGI), che ha consentito di identificare nello zooplancton un gruppo dall'alto ruolo funzionale (*keystone*) per unità di biomassa in tutti gli scenari analizzati. Inoltre, alcuni gruppi trofici del macrobenthos rivestono un ruolo secondario ma importante, talvolta addirittura più importante di quello dello zooplancton (come nel caso dei detritivori nello scenario della laguna centrale senza pesca meccanica delle vongole) oppure paragonabile (onnivori nell'habitat a fanerogame). Il ruolo chiave (anche se secondario) dei detritivori in tutte le reti trofiche della laguna centrale mette in

evidenza l'importanza della catena del detrito in tale habitat. Diversamente, nell'habitat a fanerogame il ruolo funzionale prevalente appare più slegato dal detrito, come rivelano gli elevati valori di aGI per onnivori e filtratori.

Prima della diffusione di *T. philippinarum* e della pesca meccanica (scenario 1988), era prevalente il controllo sul sistema da parte dei detritivori e onnivori. L'introduzione e lo sfruttamento della vongola filippina fa di questa specie un gruppo che esercita un notevole controllo sul sistema, soprattutto sui gruppi inferiori (tipo *top-down*). Esiste tuttavia anche un effetto *bottom-up* delle vongole sull'attività di pesca, che è giustificato dallo scarso effetto della pesca sullo stock del bivalve. La pesca meccanica, infatti, produce effetti positivi sulle vongole eliminando i competitori e mettendo in sospensione notevoli quantità di sedimento, il quale è utilizzato come fonte energetica dal bivalve stesso (*"Tapes paradox"*, Pranovi *et al*., 2003). Questi *feedbacks* positivi dell'azione di pesca sono esplicabili in un controllo *bottom-up* (che tuttavia non è totalmente quantificato con l'analisi del rGI), e che, insieme all'individuato controllo *top-down* del *T. philippinarum*, alle elevate biomasse ed alla posizione intermedia nella catena trofica ne fa una specie *wasp-waist* per la laguna di Venezia. Il *Tapes philippinarum* rappresenta quindi un importante trasduttore di energia dai livelli intermedi della catena trofica a cui si aggiunge l'importante ruolo funzionale (alto impatto globale) tipico delle specie *waist*. Questo tipo di controllo viene meno nello scenario in cui è eliminata la raccolta meccanica (2008): infatti, anche se con biomasse minori al 1998 e con scarso sfruttamento da parte dei predatori della rete trofica lagunare, permane un controllo *top-down* delle vongole, che tuttavia è di gran lunga inferiore a quello esercitato da detritivori ed onnivori. Infine, l'analisi dell'indice rGI evidenzia che il controllo *top-down* del meiobentos e dei filtratori è dominante nell'habitat a fanerogame, rispetto al *bottom-up* esercitato dagli onnivori.

Il ruolo di trasduttore di energia della vongola filippina è evidenziato anche dall'andamento dell'efficienza di trasferimento (TE) che con l'introduzione delle vongole è aumentata soprattutto ai livelli trofici TL III-V, rispetto al 1988, mentre è rimasta pressoché invariata ai TL più alti. Tale incremento dell'efficienza è parzialmente dovuto all'azione di pesca, che rimuovendo competitori intra ed inter specifici (con la cattura di specie non target) consente alte produzioni. In assenza della pesca delle vongole (scenario 2008), infatti, l'aumento di efficienza stimato è più contenuto ai TL III-V, ma mostra valori molto elevati per i livelli trofici superiori (TL VI-VIII): la vongola filippina mantiene quindi un certo controllo e agevola i flussi di energia verso la parte alta della catena trofica. L'efficienza di trasferimento per la laguna meridionale, tipicamente a prateria di fanerogame, ha andamento differente in funzione del TL: è stimata una TE bassa al TL II, quindi particolarmente alta al TL III-V, comparabile con quelle stimate nelle aree centrali della laguna soggette a pesca meccanica.

Il controllo *wasp-waist*, tipico ad esempio di ecosistemi temperati molto produttivi (Cury *et al.*, 2000), si differenzia in modo peculiare dai controlli *top-down* e *bottom-up*, per una elevata sensibilità dell'intero ecosistema al minimo cambio delle pressioni ambientali (e antropiche) sulla specie *waist* (Rice, 2001). La gestione di un ecosistema presuppone una "ragionevole" conoscenza delle interazioni tra il complesso delle specie e tra loro e l'ambiente (Link, 2002), tuttavia in presenza di un controllo *wasp-waist* sono necessarie maggiori attenzioni, perché variazioni anche modeste delle condizioni ambientali possono cambiare notevolmente la struttura della rete trofica e i flussi energetici, e rendere inefficace qualsiasi tentativo di gestione (Rice, 2001). In questi scenari dunque, diventa ancor più importante l'applicazione

di un approccio ecosistemico, in grado di valutare effetti indiretti e modifiche della struttura trofica, affiancandolo ad un approccio di tipo cautelativo (ad esempio, *Precautionary approach*, FAO, 1996).

Questa analisi, seppur preliminare, del *mixed trophic impact* ha permesso di individuare un indice complessivo dell'importanza funzionale di una specie per l'intera rete trofica (aGI) e un indice che consente di valutare il tipo di controllo prevalente nell'ecosistema (rGI). Questi indici sono stime quantitative del ruolo funzionale della specie nel sistema analizzato, e potrebbero essere utilizzati per la determinazione di soglie di riferimento (*reference points*) di tipo ecologico, utili anche nella gestione delle risorse sfruttate dall'attività di pesca.

**Summary**

Four different models of the Venice Lagoon ecosystem representing the trophic web by means of 27 compartments were analysed by using the Mixed Trophic Impact and the Transfer Efficiency. The models represent different years and habitats of the lagoon ecosystem, each one characterized by different levels of exploitation represented by the artisanal fishery and the mechanical clam harvesting. An original analysis of the Mixed Trophic Impact allows evidencing the functional role of the different compartments, such as the wasp-waist role of *Tapes philippinarum* in the actual intensively exploited habitat and the keystone role of zooplankton in all the trophic webs. Moreover, the Transfer Efficiency has evidenced that Manila clam significantly increases the efficiency of energetic transfers within the trophic web.

**Bibliografia**

CHRISTENSEN V., WALTERS C.J., PAULY D. (2000) - *ECOPATH 4 User Manual*. UBC and ICLARM: 125 pp.

CHRISTIAN R.R., FORES E., COMIN F., VIAROLI P., FERRARI I. (1993) - Comparative network analysis of the nitrogen cycling in several eutrophic coastal ecosystems. In: Guerrero R., Pedros-Alio C. (eds), *Trends in microbial ecology*. Spanish Soc. for Microbiology. Spain: 449-452.

CURY P., BAKUN A., CRAWFORD R.J.M., JARRE A., QUINOES R.A., SHANNON L.J., VERHEYE H.M. (2000) - Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in "wasp-waist" ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, **57**: 603-618.

DRAIN - Project Workshop (2001) - Determination of the pollutant load discharged into the Venice Lagoon by the drainage basin. Discussion and presentation of the methods and the main results of the DRAIN project. Ministero Lavori Pubblici, Magistrato alle Acque di Venezia, Consorzio Venezia Nuova, CNR: 111 pp.

FAO (1996) - *Precautionary approach to capture fisheries and species introductions*. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries, **2**: 64 pp.

GIOVANARDI O., PRANOVI F. (1997) – *Pesca e ambiente nella laguna di Venezia e nell'alto Adriatico*. Il Leggio Ed., Chioggia: 232 pp.

HOLLOWED A.B., BAX N., BEAMISH R., COLLIE J., FOGARTY M., LIVINGSTON P., POPE J., RICE J.C. (2000) - Are multispecies models an improvement on single-species models for measuring fishing impacts on marine ecosystems? *ICES Journal of Marine Science*, **57**: 707-719.

JARRE-TEICHMANN A. (1998) - The potential role of mass balance models for the management of upwelling ecosystems. *Ecological Applications*, **8**: 93-103.

KIDEYS A.E. (2002) - Fall and rise of the Black Sea ecosystem. *Science*, **297**: 1482-1484.

KONDOH M. (2003) - Foraging adaptation and the relationship between food-web complexity and stability. *Science*, **299**: 1388-1391.

LIBRALATO S., PASTRES R., PRANOVI F., RAICEVICH S., GRANZOTTO A., GIOVANARDI O., TORRICELLI P. (2002) - Comparison between the energy flow networks of two habitats in the Venice Lagoon. *P.S.Z.N.I. Marine Ecology*, **23**: 228-236.

LINK J.S. (2002) - Ecological consideraitons in fisheries management: when does it matter? *Fisheries*, **27**: 10-17.

MULLER F. (1997) - State-of-the-art in ecosystem theory. *Ecological Modelling*, **100**: 135-161.

PAULY D., CHRISTENSEN V. (1995) - Primary Production required to sustain global fisheries. *Nature*, **374**: 255-257.

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. *Scientia Marina*, **58** (4): 345-353.

PRANOVI F., LIBRALATO S., RAICEVICH S., GRANZOTTO A., PASTRES R., GIOVANARDI O. (2003) - Mechanical clam dredging in Venice Lagoon: effects on ecosystem stability evaluated with a trophic mass-balance model. *Marine Biology,* **143**: 393-403.

PUCCIA C.J. (1992) - An approach to developing ecological models for the lagoon of Venice. In: A. Marani & A. Rinaldo (eds), *Environmental dynamics series. II. Transport process and the hydrological cycle*. Istituto Veneto di Scienze lettere ed arti, Venice: 208-237.

RICE J.C. (2000) - Evaluating fishery impacts using metrics of community structure. *ICES Journal of Marine Science*, **57**: 682-688.

RICE J.C. (2001) - Implications of variability on many time scales for scientific advice on sustainable management of living marine resources. *Progress in Oceanography*, **49**: 189-209.

SFRISO A., PAVONI B., MARCOMINI A. (1989) - Macroalgae and phytoplankton standing crops in the central Venice Lagoon: primary production and nutrient balance. *The Science of Total Environment*, **80**: 139-159.

ULANOWICZ R.E., PUCCIA C.J. (1990) - Mixed trophic impacts in Ecosystems. *Coenoses*, **5**: 7-16.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 265-272

C. Losso, A. Arizzi Novelli, M. Picone, P.F. Ghetti, A. Volpi Ghirardini

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università Cà Foscari di Venezia,
Campo della Celestia, 2737/b - 30122 Venezia, Italia.

# "FATTORI DI CONFUSIONE" NELL'UTILIZZO DEL RICCIO DI MARE *PARACENTROTUS LIVIDUS* COME INDICATORE NEI SAGGI DI TOSSICITA' PER GLI AMBIENTI MARINO-COSTIERI

# *EVALUATION OF CONFOUNDING FACTORS IN TOXICITY BIOASSAYS USING THE SEA URCHIN* PARACENTROTUS LIVIDUS *AS INDICATOR FOR MARINE AND ESTUARINE ENVIRONMENTS*

***Abstract***

*Ammonia and sulphide naturally occurring in sediments from the decomposition of organic matter, may be considered "confounding factors" to the toxicity found in environmental matrices using gametes and embryos of sea urchins, worldwide well-known as indicators for the quality assessment of sediments from marine and transitional environments. In this work the sensitivity of sperm cell toxicity test (acute test) and of embryotoxicity test (sub-chronic test) with* Paracentrotus lividus *Lmk (Echinodermata: Echinoidea) towards sulphide and ammonia, was studied and new toxicity data expressed as* $EC_{50}$ *(Median Effective Concentration) and NOEC (No-Observed-Effect Concentration) were reported. Results reveal that both tests are sensitive towards sulphide. For ammonia, the sperm cell test is less sensitive than the embryo test by one order of magnitudo. Moreover, the embryotoxicity test revealed the great pH dependence of total ammonia toxicity, confirming the unionised ammonia as the most toxic form for sea urchin embryos.*

***Key-words****: ammonia, sulphide, sperm cell toxicity test, embrio toxicity test.*

## Introduzione

Ammoniaca e solfuri sono presenti naturalmente nei sedimenti come conseguenza della decomposizione della sostanza organica. In particolare, i solfuri sono prodotti in quegli ambienti ricchi di sostanza organica in cui l'ossigeno sia stato esaurito dall'attività respiratoria di batteri degradatori; in tali condizioni strettamente anossiche, la riduzione dei solfati rappresenta il processo metabolico dominante, con la migliore resa energetica ed una conseguente produzione di grandi quantità di solfuri (Wang e Chapman, 1999). L'ammoniaca, invece, viene prodotta da batteri eterotrofi (Whiteman *et al.,* 1996; Lapota *et al.*, 2000) e tende ad accumularsi nei sedimenti qualora condizioni di scarsità o assenza di ossigeno non consentano un'efficiente nitrificazione (Whiteman *et al.,* 1996). Altre fonti di ammoniaca per gli ambienti acquatici sono costituite dallo scarico di materia organica di origine antropica ricca di composti azotati e dall'ammoniaca prodotta a seguito di processi industriali. L'ammoniaca negli ambienti acquatici è presente primariamente come ione ammonio ($NH_4^+$) e nella forma non ionizzata ($NH_3$), che coesistono in un equilibrio governato da salinità, temperatura e soprattutto pH. La forma maggiormente tossica è l'ammoniaca indissociata, a causa della sua capacità di diffondere rapidamente attraverso le membrane cellulari, mentre gli effetti della forma ionizzata sembrano essere molto meno pronunciati (Ostrensky e Wasielesky, 1995).

Risulta evidente da queste premesse che non è semplice comprendere quale sia la soglia oltre la quale i solfuri e l'ammoniaca non possano più essere considerati dei fattori di confusione ma debbano essere trattati come fattori di stress per l'ambiente.

Attualmente, sebbene sia stata appurata l'elevata tossicità di questi composti (ad esempio USEPA ha imposto la soglia di 2 μg/L per i solfuri e di 35 μg/L per l'ammoniaca come criterio di qualità per tutte le acque) (Wang e Chapman, 1999), non sono indicati precisi intervalli di accettabilità per solfuri e ammoniaca nelle matrici ambientali (elutriati e acque interstiziali).

Inoltre, molto spesso non sono disponibili dati di tossicità che determinano i limiti di sensibilità delle metodologie verso questi composti, rendendo difficile l'interpretazione dei risultati, non disponendo di un confronto tra il dato tossicologico della sostanza pura e le concentrazioni di tale sostanza presenti nel campione ambientale.

Lo scopo di questo lavoro è quello di contribuire alle conoscenze sulla tossicità di questi composti, indagando la sensibilità dei gameti e degli embrioni del riccio di mare *P. lividus*, che vengono ampiamente utilizzati in saggi di tossicità per la valutazione della qualità degli ambienti marini e di transizione.

## Materiali e metodi

Gli esemplari adulti di *P. lividus* sono stati campionati in un sito roccioso del Golfo di Venezia, di fronte all'Isola di Pellestrina (45° 18' 50" N; 12° 19' 24" E), acclimatati e mantenuti in acquario in condizioni controllate (temperatura 18 ± 1 °C e salinità 35‰ ± 1), secondo le procedure riportate in dettaglio in un precedente lavoro (Volpi Ghirardini e Arizzi Novelli, 2001).

Il test di spermiotossicità è stato eseguito secondo la procedura riportata in Volpi Ghirardini e Arizzi Novelli (2001). L'emissione degli adulti è stato indotta tramite l'iniezione di 1 mL di KCl 0,5 M. Le sospensioni di gameti sono state ottenute unendo almeno le emissioni di tre maschi e tre femmine. Le camere test (10 mL), costituite da pozzetti in piastre sterili in polistirene (Iwaki Brand, Tokyo, Giappone), sono state inoculate con 0,1 mL di soluzione spermatica ($4 \times 10^7$ spermatozoi e pretermostatata a 18 °C) e incubate in bagno termostatico a 18 °C per 60 minuti. Terminata l'esposizione, è stato aggiunto 1 mL di sospensione di uova diluita a 2.000 uova/mL; trascorso il tempo di fecondazione (20 min) i campioni sono stati fissati con formalina. La percentuale di fecondazione è stata determinata in ogni trattamento contando 200 uova. Il test di spermiotossicità ha mostrato negli anni (1996-2002) una buona riproducibilità intralaboratorio, con un coefficiente di variazione CV = 15% (n = 36), considerando i valori di $EC_{50}$ ottenuti per il tossico di riferimento (rame).

Il test di embriotossicità è stato condotto secondo la procedura descritta in Arizzi Novelli *et al.* (2002). Il test si basa sulle stesse fasi iniziali del test di spermiotossicità; i gameti opportunamente diluiti vengono quindi uniti secondo il rapporto sperma: uova di 10:1. Avvenuta la fecondazione (20 min) le camere test sono state inoculate con 1 mL di soluzione di uova fecondate (2.000 uova/mL) e incubate al buio a 18 °C per 72 h. Alla fine del test i campioni sono stati conservati in formalina. La percentuale di anomalie (stadi pre-larvali, come blastule e gastrule, prismi, plutei ritardati e plutei malformati che presentano difetti a livello di apparato scheletrico e/o digestivo) è stata calcolata osservando 100 larve. Anche il test di embriotossicità ha mostrato negli anni (1997-2002) una buona riproducibilità intralaboratorio, con un CV = 13% (n = 26).

Durante il periodo sperimentale, è stata utilizzata, come acqua di diluizione delle

soluzioni test e dei gameti, acqua marina artificiale filtrata (Prodac International, Cittadella, PD).

Per quel che concerne la valutazione della tossicità dei solfuri, vari volumi (6, 20, 40, 80 μL) di soluzione di solfuro d'idrogeno sono stati iniettati nelle camere test in 10 mL di acqua marina artificiale pretermostatata a 18 °C. La soluzione di solfuro di idrogeno, a 188 mg/L e tamponata a pH = 7,99 con acido borico, è stata preparata sciogliendo cristalli di $Na_2S \cdot 9H_2O$ in acqua degasata, mantenuta in atmosfera di idrogeno e standardizzata iodometricamente.

Per quel che riguarda l'ammoniaca, la tossicità è stata valutata a differenti pH (7,7; 8,0 e 8,3). Per raggiungere il pH desiderato, sia le soluzioni madri di ammoniaca che l'acqua di diluizione sono state tamponate con acido borico 1 M. Le soluzioni madri di ammoniaca (a concentrazione di 50 mg/L) sono state ottenute sciogliendo il sale $(NH_4)_2SO_4$ (Sigma-Aldrich, Seelze, Germania) in acqua marina artificiale. Nei test condotti per la valutazione della tossicità dell'ammoniaca, come controllo negativo si è utilizzata acqua marina artificiale allo stesso pH delle soluzioni di ammoniaca testate. Ogni test è stato eseguito in tre repliche sperimentali.

L'accettabilità dei test si stabilisce sulla base dei risultati ottenuti sia con il controllo negativo (acqua marina artificiale) che con il controllo positivo (rame come tossico di riferimento): per essere ritenuti accettabili i test devono mostrare una percentuale di uova fecondate e plutei normali ≥70% nel controllo negativo e un valore di $EC_{50}$ per la sostanza di riferimento che rientri negli intervalli di accettabilità (Volpi Ghirardini e Arizzi Novelli, 2001; Arizzi Novelli *et al.,* 2002).

I valori di $EC_{50}$ con i relativi limiti di confidenza al 95% sono stati calcolati usando il metodo statistico Trimmed Spearman-Karber (Volpi Ghirardini e Arizzi Novelli, 2001). Il calcolo dei valori di NOEC è stato condotto attraverso l'analisi della varianza (ANOVA) con la procedura di Dunnett su dati trasformati mediante la radice quadrata dell'arcoseno usando il software EMLS Cincinnati Dunnett (US EPA, 1995). Per l'ammoniaca, i valori di $EC_{50}$ e NOEC espressi come ammoniaca indissociata sono stati calcolati utilizzando il modello di Hampson (1977) per valutare la percentuale di ammoniaca indissociata a differenti valori di pH, temperatura e salinità.

## Risultati

### *Controllo di qualità dei dati*

Durante il periodo sperimentale i controlli negativi hanno mostrato una percentuale di uova fecondate del 85 ± 2% per il test di spermiotossicità e una percentuale di plutei normali del 77 ± 3% per il test di embriotossicità. Per il controllo positivo entrambi i test hanno evidenziato una buona ripetibilità: il test di spermiotossicità con valori medi di $EC_{50}$ ± DS di 0,057 mg/L ± 0,005 (CV = 8,5%, n = 8), entro l'intervallo di accettabilità 0,039-0,071 mg/L (Volpi Ghirardini e Arizzi Novelli, 2001), il test di embriotossicità con valori medi di $EC_{50}$ ± DS di 0,064 ± 0,004 mg/L (CV = 6,5%, n = 6), all'interno dell'intervallo di accettabilità 0,051-0,087 mg/L (Arizzi Novelli *et al.,* 2002).

### *Solfuri*

In Fig. 1 è riportata la percentuale di effetto riscontrata per i solfuri in entrambi i test. Per il test di spermiotossicità, l'aumento della concentrazione di solfuri porta

ad un aumento delle uova non fecondate, particolarmente evidente nell'intervallo 0,72-1,44 mg/l di solfuri. Nonostante le condizioni di esecuzione del saggio siano aerobiche e il tempo di dimezzamento dei solfuri, in seguito ad ossidazione, sia stato valutato in circa 90 minuti (Losso *et al.,* 2003), le risposte del test cambiano proporzionalmente con le differenti concentrazioni iniziali di solfuri. Stessa considerazione vale per il test di embriotossicità: nonostante dopo 72 h i solfuri siano completamente ossidati, ad un aumento delle concentrazioni iniziali di solfuri corrisponde un incremento delle anomalie riscontrate. Ciò può significare che, durante le delicate fasi della divisione cellulare e dello sviluppo embrionale, siano presenti concentrazioni di solfuri sufficienti per causare un danno. Danno che può essere meglio interpretato se si considerano le varie anomalie riscontrate alle differenti concentrazioni. All'aumentare della concentrazione di solfuri, aumentano le malformazioni larvali (1) e i plutei ritardati (4) fino a 0,67 mg/L di $S^{2-}$. Contemporaneamente aumenta il blocco agli stadi di blastula e gastrula (2), che continua fino a 1,33 mg/l di $S^{2-}$, dove rappresenta il principale effetto embriotossico.

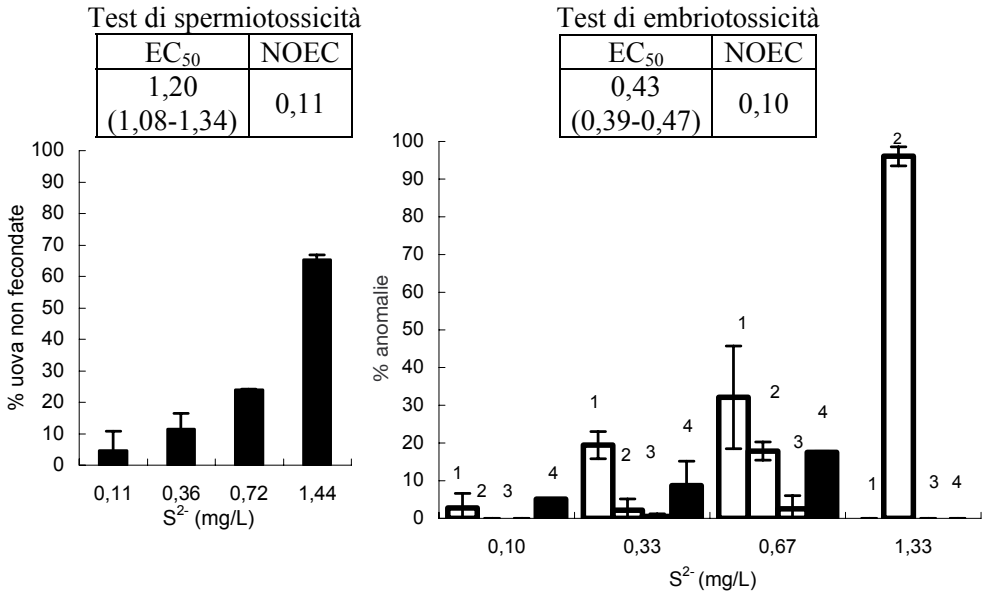



Fig. 1 - Percentuale di effetto (uova non fecondate e anomalie nello sviluppo embrionale), come media di tre repliche, per il test di spermiotossicità (sinistra) e per il test di embriotossicità (destra), ad ogni concentrazione iniziale di $S^{2-}$. Nel grafico a destra si distinguono i plutei malformati (1), gli embrioni che non hanno raggiunto la differenziazione larvale (stadi gastrula e pre-gastrula) (2), i prismi (3) e i plutei ritardati (4). Sopra ciascun grafico sono riportati i valori di $EC_{50}$, con i relativi limiti di confidenza al 95%, e di NOEC, espressi come mg/L di $S^{2-}$.

*Percentage of effect (non-fertilized eggs and anomalies in embryo development), as mean values of replicates, for sperm cell toxicity (left) and embryo toxicity tests (right), at each $S^{2-}$ starting concentration. In the right graph malformed plutei (1), embryos unable to undergo larval differentiation (gastrula and pre-gastrula stages) (2), prisms (3) and retarded plutei (4) are distinguished. The $EC_{50}$, with relative 95% confidence limits, and the NOEC values as mg/l of $S^{2-}$ for each test are shown above each graph.*

In Fig. 1 sono riportati anche i valori di $EC_{50}$ e di NOEC. Il valore di $EC_{50}$ per il test di embriotossicità (0,43 mg/L) è tre volte minore rispetto a quello di spermiotossicità (1,20 mg/L). I dati di NOEC sono simili per entrambi i test, essendo rispettivamente di $10^{-1}$ mg/L e 3 $10^{-1}$ mg/L. Ciò può essere spiegato tenendo in considerazione i meccanismi coinvolti nella tossicità dei solfuri. Infatti, il solfuro di idrogeno viene descritto come inibitore della citocromo-c-ossidasi negli invertebrati (Bagarinao, 1992) e può quindi influenzare il trasporto degli elettroni nella catena respiratoria, con inevitabile ripercussione sulla mobilità degli spermatozoi e in definitiva sulla loro capacità di fecondazione (Giudice, 1986).

I dati di embriotossicità trovati sono in accordo con i valori di $EC_{50}$=0,19 mg/L e di NOEC=0,10 mg/L di solfuri totali trovati per *Strongylocentrotus purpuratus* (Knezovich *et al.,* 1996), che rappresentano gli unici dati disponibili in letteratura per altre specie di echinoidi.

Test di embriotossicità

| pH | Ammoniaca totale (mg/L) | | Ammoniaca indissociata (mg/L) | |
|---|---|---|---|---|
| | $EC_{50}$ | NOEC | $EC_{50}$ | NOEC |
| 7,70 | 5,7 (5,3-6,1) | 1 | 0,074 (0,069-0,079) | 0,013 |
| 8,00 | 4,2 (3,9-4,6) | 0,5 | 0,108 (0,099-0,118) | 0,013 |
| 8,30 | 3,1 (2,9-3,3) | 0,1 | 0,154 (0,142-0,166) | 0,005 |

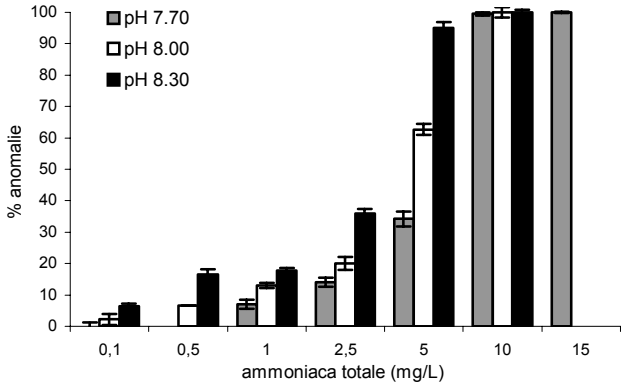



Fig. 2 - Percentuale di effetto (anomalie nello sviluppo embrionale), come media di tre repliche, ad ogni concentrazione iniziale di $NH_4^+$ e ad ogni valore di pH. Sopra il grafico vengono evidenziati i valori di $EC_{50}$, con i relativi limiti di confidenza al 95%, e di NOEC, espressi sia come ammoniaca totale che come ammoniaca indissociata.

*Percentage of effect (anomalies in embryo development), as mean values of three replicates, at each $NH_4^+$ starting concentration and at each pH value. The $EC_{50}$, with 95% confidence limits, and the NOEC values are shown above the graph, reported both as total ammonia and unionised ammonia.*

Comparato con altri test che utilizzano altri invertebrati marini, il test di embriotossicità con *P. lividus* sembra avere una sensibilità verso i solfuri confrontabile con

quello del test con *Mytilus edulis* ($EC_{50}$=0,10 mg/L, NOEC=0,05 mg/L) (Knezovich *et al.,* 1996) e con *Crassostrea gigas* (inibizione dello sviluppo embrionale a 0,29 mg/L) (Caldwell, 1975). Per test di spermiotossicità non sono disponibili altri dati di letteratura.

I prodotti di ossidazione dei solfuri possono contribuire alla tossicità, in particolar modo per il test di embriotossicità. I prodotti principali di ossidazione del solfuro di idrogeno, che rappresenta circa il 9-10% del solfuro totale (Bagarinao, 1992), sono, in acqua marina, solfiti, tiosolfati e solfati (Zhang e Millero, 1993). In letteratura non sono disponibili informazioni sulla tossicità specifica di questi prodotti, tuttavia si può presupporre che i tiosolfati, che rappresentano il principale prodotto intermedio di degradazione, non mostrino una particolare tossicità, data la loro solubilità, le loro caratteristiche non acide e la loro scarsa tossicità per altri invertebrati marini (Julian *et al.,* 1999).

*Ammoniaca*

Il test di spermiotossicità si è mostrato estremamente tollerante all'ammoniaca totale, con valori medi di $EC_{50}$ e di $EC_5$ (concentrazione che causa il 5% di effetto), a pH=8,3, di 25,4 (22,8-24,8) mg/L e 15,3 (11,3-17,7) mg/L, rispettivamente

Molto più sensibile è invece il test di embriotossicità, la cui sensibilità verso l'ammoniaca è strettamente dipendente dal pH, a condizioni costanti di temperatura e salinità. In Fig. 2 sono riportati i risultati dell'indagine condotta a differenti pH. In condizioni maggiormente alcaline (pH=8,3), i valori di $EC_{50}$ (3,1 mg/L) e NOEC (0,1 mg/L) dimostrano come l'ammoniaca totale sia significativamente più tossica rispetto alle altre condizioni sperimentali (pH 7,7 e 8,0). Questi dati di tossicità e l'aumento delle anomalie riscontrate all'aumentare della concentrazione di ammoniaca totale ai vari pH, consentono di verificare come cambiamenti anche minimi del pH possano comportare notevoli variazioni alla tossicità dell'ammoniaca totale. L'aumento della tossicità nel passaggio da pH più acidi a pH più alcalini indica che il contributo fondamentale alla tossicità dell'ammoniaca totale è fornito dalla forma non ionizzata (Greenstein *et al.,* 1996), la cui concentrazione aumenta rispetto alla forma ionizzata al crescere del pH. Tuttavia non è possibile escludere un eventuale contributo alla tossicità da parte della forma ionizzata, che sembra poter interferire con i meccanismi di trasporto del sodio (Armstrong *et al.,* 1978).

I dati ottenuti per *P. lividus,* espressi come ammoniaca totale, appaiono confrontabili con quelli ottenuti sia da Greenstein *et al.* (1996) per *Strongylocentrotus purpuratus* ($EC_{50}$ di 7,20, 2,98 e 1,38 mg/L rispettivamente a pH 7,7, 8,1 e 8,4), che da Hooten e Carr (1998) per *Arbacia punctulata* ($EC_{50}$ di 1,48 mg/L a pH=8,2).

I dati di $EC_{50}$ e di NOEC sono stati calcolati, oltre che per l'ammoniaca totale, anche per l'ammoniaca indissociata (Fig. 2), applicando il modello di Hampson (1977) che consente la determinazione della percentuale di ammoniaca indissociata in soluzione alle condizioni di temperatura, pH e salinità in cui sono stati condotti i test. I valori di $EC_{50}$ così trovati di 0,074, 0,108 e 0,154 mg/L di $NH_3$ (rispettivamente a pH 7,7, 8,0 e 8,3) si possono confrontare con altri dati di letteratura per l'ammoniaca indissociata, calcolata utilizzando il medesimo modello. In particolare risultano ben confrontabili con quelli trovati da Greenstein *et al.* (1996) per *S. purpuratus* ($EC_{50}$ di 0,096, 0,098 e 0,088 mg/L di $NH_3$ rispettivamente a pH 7,7, 8,1 ed 8,4). Tali dati sono in accordo anche con i risultati di embriotossicità ottenuti con l'echinoide *A. punctulata* ($EC_{50}$ di 0,06 mg/L di $NH_3$) (Hooten e Carr, 1998) e con l'ostrica *C. gigas* (0,13 mg/L di $NH_3$) (USEPA, 1993).

## Conclusioni

In questo studio vengono riportate nuove informazioni espresse come dati di $EC_{50}$ e di NOEC, circa la sensibilità verso solfuri e ammoniaca dei gameti e degli embrioni di *P. lividus*. Sia il test acuto di spermiotossicità che il test sub-cronico di embriotossicità sono sensibili ai solfuri, con valori confrontabili di NOEC e di $EC_{50}$, anche se il valore di $EC_{50}$ per la spermiotossicità risulta più basso di circa tre volte rispetto a quello di embriotossicità. Per l'ammoniaca, il test acuto risulta notevolmente meno sensibile, mentre il test sub-cronico evidenzia una tossicità strettamente dipendente dal pH, anche all'interno dell'intervallo di pH 7,7-8,3. Questi ultimi risultati, confermano il fatto che la forma più tossica di ammoniaca verso gli embrioni del riccio di mare è quella indissociata, anche se non è possibile escludere un contributo da parte dello ione ammonio ai valori più bassi di pH.

I dati di tossicità ottenuti sia per l'ammoniaca che per i solfuri, sono risultati confrontabili con i valori riportati in letteratura per altre specie di echinoidi o di invertebrati marini.

I risultati conseguiti costituiscono i limiti di sensibilità dei due test verso ammoniaca e solfuri e possono, quindi, essere utilizzati nella valutazione del possibile contributo di questi fattori alla tossicità di matrici ambientali (come elutriati ed acque interstiziali). Infatti, il confronto tra le concentrazioni di ammoniaca e solfuri, presenti nei campioni ambientali e i limiti di sensibilità dei test verso queste sostanze, può determinare se e quanto influiscano i fattori di confusione nella valutazione della qualità degli estratti acquosi dei sedimenti marini ed estuarini. Per quel che concerne l'ammoniaca, infine, la stretta dipendenza della tossicità in funzione del pH suggerisce che oltre alle concentrazioni di ammoniaca venga accuratamente misurato il pH della matrice in esame, poiché piccole variazioni di pH possono modificare notevolmente il peso dell'ammoniaca come fattore di confusione.

**Summary**

Sea urchins are internationally recognised as bioindicators for the evaluation of sediment quality of coastal and marine environments. The applicability of bioassays based on sea urchins is conditioned by the presence of confounding factors such as ammonia and sulphide in the environmental matrices. Ammonia and sulphide naturally occurr in sediments from the decomposition of organic matter but high concentrations in sediments may have anthropogenic origin as well. To evaluate the applicability of bioassays to the environmental matrices, it's necessary first of all to investigate the sensitivity limits of the methods to confounding factors. In this work the sensitivity of sperm cell toxicity test (acute test) and of embryotoxicity test (sub-chronic test) with *Paracentrotus lividus* Lmk (Echinodermata: Echinoidea) towards sulphide and ammonia was studied and new toxicity data expressed as $EC_{50}$ (Median Effective Concentration) and NOEC (No-Observed-Effect Concentration) reported. For sulphide, the NOEC values were very similar (at the order of $10^{-1}$ mg total sulphide/L) for both test, and the $EC_{50}$ value for the embryotoxicity test (0.43 mg total sulphide/L) was three times lower than for the sperm cell test (1.20 mg total sulphide/L). For ammonia, experiments were performed at differing pH values, in order to ascertain the relationship between pH and ammonia toxicity. The sperm cell toxicity test ($EC_{50}$=25.4 mg total ammonia/L at pH=8.3) was greatly less sensitive than embryotoxicity test ($EC_{50}$=3.1 mg total ammonia/L at pH=8.3). Results concerning embryotoxicity test confirmed unionised ammonia as the most toxic form for sea urchin embryos, as revealed the great pH dependence of total ammonia toxicity.

**Ringraziamenti**

Gli autori ringraziano il Dr. Giuseppe Pessa per il campionamento degli animali, il Prof. P. Ugo e il Sig. D. Rudello per il supporto nella parte sperimentale inerente ai solfuri.

**Bibliografia**

ARIZZI NOVELLI A., ARGESE E., TAGLIAPIETRA D., BETTIOL C., VOLPI GHIRARDINI A. (2002) - Toxicity of tributyltin and triphenyltin towards early life stages of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea). *Environ. Toxicol. Chem.,* **21** (4): 859-864.

ARMSTRONG A.D., CHIPPENDALE D., KNIGHT A.W., COLT J.E. (1978) - Interaction of ionized and un-ionized ammonia on short-term survival and growth of prawn larvae, *Macrobrachium rosenbergii*. *Biol. Bull.,* **154**: 15-31.

BAGARINAO T. (1992) - Sulfide as an environmental factor and toxicant: tolerance and adaptations in aquatic organisms. *Aq. Toxicol.,* **24**: 21-62.

CALDWELL R.S. (1975) - *Hydrogen sulfide effects on selected larval and adult marine invertebrates*. Water Resources Research Institute, Oregon State University, Corvallis, Oregon.

GIUDICE G. (1986) - *The sea urchin embryo*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo: 1-246.

GREENSTEIN D.J., ALZADJALI S., BAY S.M. (1996) - Toxicity of ammonia to pacific purple sea urchin (*Strongylocentrotus purpuratus*) embryos. In: Allen M.J., Francisco C. and Hallock D. (eds), *Southern California Coastal Water Research Project.* Annual Report 1995-95. Westminster, CA: 72-77.

HAMPSON B.L. (1977) - Relationship between total ammonia and free ammonia in terrestrial and ocean waters. *J. Cons. Int. Explor. Mer.*, **37**: 117-122.

HOOTEN R.L., CARR R.S. (1998) - Development of a marine sediment pore-water toxicity test using *Ulva fasciata* zoospores. *Environ. Toxicol. Chem*., **17**: 932-940.

JULIAN D., WIETING S.L., SETO S.L., BOGAN M.R., ARP A.J. (1999) - Thiosulfate elimination and permeability in a sulfide-adapted marine invertebrate. *Physiological and Biochemical Zoology,* **72** (4): 416-425.

KNEZOVICH J.P., STEICHEN D.J., JELINSKI J.A., ANDERSON S.L. (1996) - Sulfide tolerance of four marine species used to evaluate sediment and pore-water toxicity. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.,* **57**: 450-457.

LAPOTA D., DUCKWORTH D., WORD J. (2000) - *Confouding factors in sediment toxicology*. http://web.ead.anl.gov/ecorisk/issue/pdf/confound.pdf, 24/10/2000: 19 pp.

LOSSO C., ARIZZI NOVELLI A., PICONE M., VOLPI GHIRARDINI A., GHETTI P.F., RUDELLO D., UGO P. (2003) - Sulphide as a confounding factor in toxicity bioassays with the sea urchin *Paracentrotus lividus*: comparisons with chemical analysis data. *Environ. Toxicol. Chem.,* **23** (2): 396-401.

OSTRENSKY A., WASIELESKY JR.W. (1995) - Acute toxicity of ammonia to various life stages of the São Paulo Shrimp, Penaeus paulensis Pérez-Farfante, 1967. *Aquaculture,* **132**: 339-347.

US EPA (1993) – *Refinements of current PSDDA bioassays- Final report summary*. U.S. Environmental Protection Agency, 910/R-9-93/014, Seattle, WA, U.S.

US EPA (1995) - *Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to West Coast marine and estuarine organisms.* U.S. Environmental Protection Agency, 600/R-95/136, Cincinnati, Ohio, U.S.

VOLPI GHIRARDINI A., ARIZZI NOVELLI A. (2001) - A sperm cell toxicity test procedure for the Mediterranean species *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea). *Environ. Technol.,* **22**: 439-445.

WANG F., CHAPMAN P.M. (1999) – Biological implications of sulphide in sediment. A review focusing on sediment toxicity. *Environ. Toxicol. Chem.,* **18** (11): 2526-2532.

WHITEMAN F.W., ANKLEY G.T., KAHL M.D., RAU D.M., BALCER M.D. (1996) - Evaluation of interstitial water as a route of exposure for ammonia in sediment tests with benthic macroinvertebrates. *Environ. Toxicol. Chem.,* **15**: 794-801.

ZHANG J., MILLERO F.J. (1993) - The products of oxidation of $H_2S$ in seawater. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **57**: 1705-1718.

Questo lavoro è stato in parte finanziato dal Consorzio Ricerche Laguna (Co.Ri.La.) di Venezia.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 273-277

L. Nicoletti, P. La Valle, C. Chimenz Gusso*

ICRAM – Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica e Tecnologica Applicata al Mare,
Via di Casalotti, 300 – 00166 Roma, Italia.
*Dip. Biologia Animale e dell'Uomo, Università di Roma "La Sapienza", Roma, Italia.

# SPECIE INDICATRICI: IL CASO *CORBULA GIBBA* (OLIVI, 1792)

# *INDICATOR SPECIES: THE* CORBULA GIBBA *(OLIVI, 1792) CASE*

***Abstract***

Corbula gibba *is considered to be an indicator species of organic enrichment, typical of unstable bottoms and a "pioneer" species in the recolonization of soft bottom defaunated areas. In this study, benthic communities offshore Anzio in the central Thyrrenian coast (Italy) were examined for 28 months, in order to identify possible modifications due to dredging activities. Initial recolonization, after defaunation, was represented by a poor community dominated by the opportunistic species* Corbula gibba*. After 28 months this bivalve was still the dominant species. Granulometric and organic particulate material analyses did not display significant modifications among dredged station and the two controls, consequently* Corbula gibba *can be considered a pioneer species and not an indicator one.*

***Key-words****: indicator species,* Corbula gibba*, Central Thyrrenian Sea, dredging.*

## Introduzione

Le specie "indicatrici" sono quelle la cui presenza denota la composizione o la condizione di un particolare habitat, comunità o ecosistema. Esse vengono distinte in "composition indicator" e "condition indicator". Le prime vengono usate in ecologia per caratterizzare un particolare habitat o comunità biologica e per stimare la biodiversità, al fine di selezionare aree da conservare. Le seconde costituiscono le basi per il monitoraggio biologico del cambiamento ambientale come risultato di disturbi naturali e antropogenici (Zacharias e Roff, 2001).

Il bivalve *Corbula gibba* viene considerato una specie "indicatrice di arricchimento di materia organica" (Solis-Weiss, 1982; Ghirardelli e Pignatti, 1968; Pearson e Rosenberg, 1978; Bourcier *et al.*, 1979; Russo, 1982) e/o "indicatrice di fondi instabili" (Picard, 1965; Salen-Picard, 1981) e pertanto potrebbe essere ritenuta un "condition indicator". Questa specie ha crescita veloce (Jensen, 1990), tollera un ampio range di condizioni ambientali come la parziale anossia (Christensen, 1970), l'estrema eutrofizzazione (Crema *et al.*, 1991) e livelli di torbidità che precludono la sopravvivenza ad altre specie (Bonvicini Pagliai *et al.,* 1985). *C. gibba* è, inoltre, considerata una specie pioniera che colonizza rapidamente sedimenti defaunati, ad esempio dopo attività di dragaggio (Crema *et al*., 1991; Bonvicini Pagliai *et al.*, 1985; Curini Galletti, 1987; Crema, 1989).

Nell'ambito del progetto ICRAM-Regione Lazio "Studio di impatto ambientale per lo sfruttamento di depositi sabbiosi sommersi ai fini di ripascimento", è stato studiato il popolamento bentonico in un'area soggetta a prelievo di sabbia per il ripascimento del litorale di Ostia (RM), per individuare eventuali cambiamenti delle comunità in seguito a tali attività. Il popolamento presente nell'area dragata è caratterizzato dalla dominanza di *Corbula gibba*, in precedenza assente, anche dopo 28 mesi dal termine delle attività di dragaggio. In questo lavoro si mette in relazione la presenza di *C. gibba* con i cambiamenti granulometrici del sedimento e con la quantità di sostanza organica presente in prossimità del fondo.

## Materiali e metodi

La sabbia è stata prelevata in una zona a largo di Anzio (RM) su un fondale fangoso a 40 m. L'area interessata dai lavori di estrazione (1 km × 300 m) è stata dragata per 4 mesi, nel periodo giugno-ottobre 1999.

Al fine di studiare il popolamento bentonico sono state posizionate tre stazioni: una all'interno dell'area dragata (stazione A) e due all'esterno (B e C) in un'area limitrofa (Fig. 1). I campionamenti sono stati eseguiti in diversi periodi, prima del dragaggio (04.1999), durante (07.1999) e dopo (03.2000, 11.2000, 04.2001, 07.2001 e 01.2002).

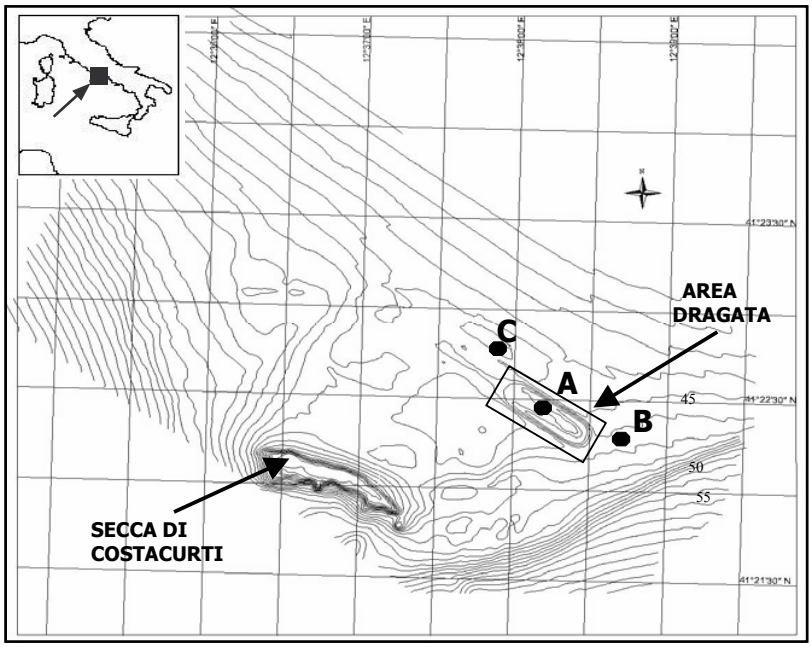



Fig. 1 - Area di studio e stazioni di campionamento.
*Study area and sampling stations.*

I campionamenti di benthos sono stati effettuati mediante benna Van Veen da 25 litri, 2 repliche in ciascuna stazione. I campioni sono stati vagliati con un setaccio da 1 mm di vuoto di maglia e successivamente smistati. Tutti gli organismi presenti sono stati identificati a livello di specie, quando possibile, e contati.

Sono stati inoltre raccolti campioni di sedimento superficiale mediante boxcorer per le analisi granulometriche in ciascuna stazione nei diversi periodi.

I campioni di materiale sospeso nella colonna d'acqua in prossimità del fondo sono stati raccolti (con bottiglie Niskin) tramite filtrazione d'acqua, circa 3 litri, su filtri Millipore pre-pesati da 47 mm e passante 0.45 micron. Il materiale inorganico è stato sottratto dal materiale particellato totale per ottenere il peso di quello organico (OPM).

## Risultati

In totale nel popolamento bentonico sono stati rinvenuti 5.229 individui appartenenti a 225 taxa. Il gruppo più abbondante in tutti i campioni e nel tempo è risultato quello dei policheti (2.262 individui, 92 taxa). Presenti anche molluschi (1.693 individui, 41 taxa), crostacei (1.149 individui, 81 taxa) ed echinodermi (125 individui, 11 taxa).

Le tre stazioni analizzate prima dei lavori di dragaggio presentavano un popolamento simile, tipico di fondali fangosi. Le specie più abbondanti erano *Paraprionospio pinnata*, *Terebellides stroemi*, *Sternaspis scutata* e *Turritella communis*.

La stazione A nel corso dei lavori risultava quasi defaunata. Nel campionamento successivo il bivalve *Corbula gibba,* che prima del dragaggio era assente anche nella tanatocenosi, risultava dominante (26.5% dell'intero popolamento). Dopo 28 mesi il popolamento era ancora fortemente dominato da *C. gibba* (46.3% del popolamento totale) (Tab. 1).

Tab. 1 - Abbondanza (n. individui) e ricchezza (n. taxa) del popolamento bentonico, abbondanza di *C. gibba*, percentuale di pelite del sedimento e Organic Particulate Matter (OPM, mg/l) nelle tre stazioni di campionamento nei diversi periodi. (*) dati non disponibili.

*Abundance (n. individuals) and richness (n. taxa) of benthic fauna, abundance of* Corbula gibba*, mud percentage in sediments and Organic Particulate Matter (OPM, mg/l) at the three sampling stations in different periods. (*) data not available.*

| **Stazione A** | **IV-99** | **VII-99** | **III-00** | **XI-00** | **IV-01** | **VII-01** | **I-02** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| n.individui totali | 186 | 3 | 102 | 178 | 599 | 549 | 778 |
| n. taxa totali | 56 | 3 | 23 | 38 | 64 | 62 | 40 |
| n. individui *Corbula gibba* | 0 | 0 | 27 | 28 | 234 | 370 | 360 |
| % pelite | 46,7 | * | 99,60 | 98,4 | 99,00 | 95,30 | 98,9 |
| OPM (mg/l) | * | * | 11,65 | 6,46 | 5,45 | * | 5,52 |
| **Stazione B** | | | | | | | |
| n. individui totali | 98 | 267 | 58 | 122 | 286 | 143 | 186 |
| n. taxa totali | 34 | 71 | 33 | 36 | 61 | 58 | 19 |
| n. individui *Corbula gibba* | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| % pelite | 66,2 | * | 32,1 | 96,2 | 93,8 | 90,4 | 82,4 |
| OPM (mg/l) | * | * | 11,65 | 6,46 | 5,55 | * | 5,55 |
| **Stazione C** | | | | | | | |
| n. individui totali | 148 | 304 | 190 | 284 | 112 | 425 | 211 |
| n. taxa totali | 51 | 34 | 64 | 54 | 39 | 84 | 24 |
| n. individui *Corbula gibba* | 2 | 5 | 2 | 21 | 0 | 16 | 2 |
| % pelite | 91,7 | * | 44,1 | 90,1 | 71,3 | 97,6 | 83,0 |
| OPM (mg/l) | * | * | 10,14 | 7,35 | 5,01 | * | 4,73 |

Nelle altre stazioni, esterne all'area dragata, non erano presenti evidenti modificazioni del popolamento in seguito al dragaggio e *C. gibba* era sempre assente o presente con pochi individui.

Le analisi granulometriche del sedimento evidenziano nelle tre stazioni una diversa variazione nella percentuale di pelite in seguito ai lavori di dragaggio. Infatti, mentre dopo il dragaggio nella stazione A la percentuale di pelite aumenta e si stabilizza intorno a valori del 95-99%, nelle altre due stazioni presenta valori più variabili (Tab. 1).

Le misure di OPM, disponibili solo nel periodo successivo ai lavori, mostrano valori tra 4,73 e 7.35 mg/l in tutti i campioni esclusi quelli effettuati nel marzo 2000 che hanno valori più elevati in tutte e tre le stazioni (Tab. 1).

## Conclusioni

*Corbula gibba* colonizza rapidamente il substrato defaunato in seguito ad attività di dragaggio, comportandosi come una specie pioniera e assumendo il tipico ruolo di specie opportunista. Nei casi in cui si è studiata la colonizzazione di substrati defaunati, per cause sia naturali sia d'origine antropica, i primi colonizzatori sono risultati quasi sempre appartenenti alle stesse specie o generi (Pearson e Rosenberg, 1978; Bonvicini Pagliai *et al.*, 1985; Curini Galletti, 1987; Crema, 1989) e *C. gibba* è inclusa tra queste. Il fatto che le specie colonizzatrici di fondi defaunati siano sempre le stesse indica che la capacità di colonizzare nuovi ambienti è legata non tanto alla natura di un ambiente ma piuttosto all'abilità che hanno queste specie di sfruttare velocemente, grazie anche al loro elevato potenziale riproduttivo, una situazione transitoria favorita dall'assenza di competitori (Gray, 1979). Questo emerge anche dal nostro studio: infatti, la natura granulometrica del substrato, che costituisce un importante fattore per la struttura del popolamento bentonico, risulta modificata, anche se in modo diverso, in tutte e tre le stazioni esaminate. Si osserva quindi una certa instabilità sedimentaria in tutta l'area esaminata, anche fuori dalla zona effettivamente dragata. Anche riguardo la quantità di materiale organico particellato, tutta l'area oggetto di studio presenta valori simili. L'abbondante presenza di *C. gibba* si osserva però solo in corrispondenza della stazione defaunata; si può pertanto presumere che le modificazioni osservate nel popolamento bentonico non siano avvenute in seguito a cambiamenti fisici dell'ambiente ma piuttosto riflettano un trend di successione autogenica.

Le stesse osservazioni sono state fatte da Crema (1989) in una area defaunata in seguito a dragaggio nel Golfo di Cagliari, ma in quel caso già dopo 18 mesi *C. gibba* diminuiva di abbondanza.

In conclusione, l'instabilità sedimentaria e l'arricchimento di materiale organico non sembrano essere condizioni sufficienti a determinare l'elevata abbondanza numerica di *C. gibba*. La abbondante presenza di questa specie è da correlare piuttosto con la sua capacità di colonizzare rapidamente substrati defaunati. Quindi *C. gibba* può essere considerata una specie pioniera e non un indicatore di particolari condizioni ambientali.

Una specie a larga valenza ecologica, che tollera un ampio range di condizioni ambientali, non può indicare una situazione particolare dell'ambiente; le specie indicatrici dovrebbero essere preferibilmente ricercate tra quelle con un ristretto range di esigenze ecologiche.

**Summary**

*Corbula gibba* is considered an indicator species of organic enrichment and/or of unstable bottoms and a "pioneer" species in the recolonization of defaunated areas. In this paper benthic communities offshore Anzio, subjected to dredging activities, were examined for 28 months to identify possible modifications. Samples were collected within the dredging area (station A) and in two neighbouring areas (B and C). After dredging activities, the defaunated station (A) was largely dominated by the bivalve *Corbula gibba* (26.5% of total fauna). The abundance of *C. gibba* was still high (46.3%) 28 months later. The benthic fauna of the other two stations, off the dredging area, did not show significant modifications after the dredging.

Granulometric and organic particulate material analyses did not display significant modifications between all three stations, consequently *C. gibba* can be considered a pioneer species and not an indicator one. Infact, its capacity to recolonize new substrata is related to the ability to exploit quickly, thanks to high reproductive potential, a transitory situation allowed to the lack of competitors and predators.

**Ringraziamenti**

Si ringraziano le dott.sse Ornella Nonnis e Maria Celia Magno per le analisi granulometriche dei sedimenti.

**Bibliografia**

BONVICINI PAGLIAI A.M., COGNETTI VARRIALE A.M., CREMA R., CURINI GALLETTI M., VANDINI ZUNARELLI R. (1985) – Environmental impact of estensive dredging in a coastal marine area. *Marine Pollution Bullettin*, **16**: 483-488.

BOURCIER N., NODOT C., JEUDY DE GRISSAC A., TINE J. (1979) – Répartition des biocénoses bentiques en fonction des substrats sédimentaires de la rade de Toulon (France). *Tethys*, **9**: 103-112.

CHRISTENSEN (1970) – Feeding biology of the sea-star *Astropecten irregularis* Pennant. *Ophelia*, **8**: 1134 pp.

CREMA R. (1989) – Aspetti della successione in comunità macrozoobentoniche marine di fondi mobili. *Atti S.I.T.E.,* **7**: 315-320.

CREMA R., CASTELLI A., PREVEDELLI D. (1991) – Long term eutrophication effects on macrofaunal communities in northern Adriatic Sea. *Marine Pollution Bullettin*, **22** (10): 503-508.

CURINI GALLETTI M.C. (1987) – Recovery of a soft bottom community after extensive dredging. I. Mollusca. *FAO Fish Rep*., **352** (Suppl.): 54-56.

GHIRARDELLI E., PIGNATTI S. (1968) – Conséquences de les pollutions sur les peuplements du «Vallone di Muggia» près du Trieste. *Rev. Int. Océanogr. Méd*., **10**: 111-122.

GRAY J.S. (1979) – Pollution induced changes in populations. *Phil. Trans.R.. Soc. Lond*., **286**: 545-561.

JENSEN J.N. (1990) – Increased abundance and growth of the suspension-feeding bivalve *Corbula gibba* in a shallow part of the eutrophic limfjord, Denmark. *Netherlands Journal of Sea Research*, **27** (1): 101-108.

PEARSON T.H., ROSENBERG R. (1978) – Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Ann. Rev*., **16**: 229-311.

PICARD J. (1965) – Recherches qualitatives sur les biocenoses marines des substrats meubles dragables de la région marseillaise. *Recl. Trav. Stn. Mar. Endoume*, **52** (36): 1-160.

RUSSO G.F. (1982) – Distribuzione della malacofauna di fondo mobile nella rada di Augusta. *Boll. Mus. Ist. Univ. Genova,* **50** (Suppl.): 325-331.

SALEN PICARD C. (1981) – Evolution d'un peuplement de vase terrigène côtière soumis à des réjets de dragages dans le golfe de Fos. *Tethys*, **10**: 83-88.

SOLIS-WEISS V. (1982) – Estudio de las popolaciones macrobénticas en áreas contaminadas de la bahia de la Marsella (Francia). *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol*. *Univ. Nal. Autón. México*, **9** (1): 1-23.

ZACHARIAS M.A., ROFF J.C. (2001) – Use of focal species in marine conservation and managment: a review and critique. *Aquatic Conserv.: Mar. Fresh. Ecosyst*., **11**: 59-76.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 278-286

S. Nocciolini, M. Bucci, P. Benci, E. Bacci*

Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Regione Toscana
Area per la Tutela dell'Ambiente Marino, Lagunare, Lacustre, Costiero e dell'Ittiofauna ("Mare"),
Loc. Montegemoli – 57025 Piombino (LI), Italia.
*Università degli Studi di Siena, Dipartimento di Scienze Ambientali "G. Sarfatti",
Via P.A. Mattioli, 4 - 53100 Siena, Italia.

# BATTERI ETEROTROFI COME BIOINDICATORI DELLA QUALITÀ DELLE ACQUE MARINE COSTIERE

## *HETEROTROPHIC BACTERIA AS QUALITY INDICATORS IN MARINE COASTAL WATERS*

***Abstract***

*In coastal marine environments, the ABC (Apparent Bacterial Concentration), indicates the abundance of heterotrophic marine epibacteria. The luminescent fraction of such bacteria (%LB or % Luminous bacteria) is related to the presence of toxic substances. ABC and %LB are both proposed as a basis for a coastal sea water quality criterion. The biological index RWQI (Relative Water Quality Index) is shown for complex coastal marine ecosystems.*

***Key-words:*** *coastal waters, bacteria, water quality, indicators.*

## Introduzione

I batteri sono la più abbondante e importante componente biologica della biosfera coinvolta nella trasformazione e mineralizzazione della sostanza organica (Cho e Azam, 1988; Pomeroy *et al.,* 1991).

I batteri eterotrofi contribuiscono al ciclo dei nutrienti e del carbonio attraverso due modalità: mediante la produzione di nuova biomassa batterica (produzione secondaria) e attraverso la mineralizzazione dei nutrienti e carbonio organico. Grazie a questi processi eterotrofi le componenti minerali vengono rimesse in circolo e viene controbilanciata l'assimilazione energetica dei produttori primari. Questa duplice caratteristica, riferita al batterioplancton degli ecosistemi acquatici e rappresentata originariamente dal "food web paradigm" (Pomeroy, 1974; Williams, 1981), è stata oggetto di studio in questi ultimi decenni (Azam *et al.,* 1983; Cole *et al.,* 1988; Pomeroy *et al.,* 1991).

Nonostante un'ampia attività di ricerca sulla fisiologia, la genetica e l'ecologia degli organismi procarioti, solo negli ultimi anni i batteri eterotrofi sono stati oggetto di interesse scientifico anche nella veste di organismi bioindicatori, ruolo che precedentemente era appannaggio di organismi superiori (Chandramohan, 1997). I motivi del loro successo nell'ambito dell'ecologia applicata sono da ascrivere alla rapidità di risposta alle variazioni ambientali, siano esse naturali o indotte da sostanze organiche, solubili o particellate (Cole, 1982; Kogure *et al*., 1982; Jacq e Prieur, 1986), o da sostanze tossiche.

In una visione ecosistemica dell'ambiente marino, le indicazioni che derivano dalle componenti batteriche eterotrofe vanno oltre il tradizionale approccio microbiologico "sanitario", che considera tali organismi come un possibile problema per la salute umana e consentono di ottenere importanti informazioni sullo stato trofico ed eco-

tossicologico del sistema acquatico. In tempi recenti è stata ipotizzata la possibilità di utilizzare i dati relativi all'abbondanza di batteri bioluminescenti come criterio per la definizione di qualità delle acque marine (Ramaiah e Chandramohan, 1993). I batteri bioluminescenti sono ubiquitari e sono stati oggetto di molteplici studi ecologici (Ruby e Nealson, 1978; Yetinson e Shilo, 1979; Maugeri e Zaccone, 1990; Ramaiah e Chandramohan, 1992; Cruscanti *et al*., 1997; Wegrzyn e Czyz, 2002). La bioluminescenza risulta particolarmente sensibile agli agenti tossici (Bulich, 1982).

Bacci *et al*. (1994) e Sbrilli *et al.* (1997) hanno proposto un criterio di definizione delle qualità delle acque marine che integra i dati concernenti la concentrazione batterica eterotrofa con le informazioni relative alla frazione dei batteri luminescenti. Attraverso semplici tecniche di coltura batterica ed enumerazione delle colonie su piastra, si determina l'ABC (*Apparent Bacterial Concentration*). Con questo parametro viene stimata la quantità di epibatteri presenti in mare, la cui abbondanza è connessa con la disponibilità di sostanza organica particellata che influisce sullo stato trofico dell'ecosistema. Secondo la definizione di Sieburt (1979) gli epibatteri sono dotati di strutture di locomozione, risultano particolarmente affini alla sostanza organica particella e sono capaci di sviluppare colonie su terreno di coltura solido. Mediante la stima della frazione bioluminescenze %LB (% *Luminous Bacteria*) si ottengono indicazioni circa la risposta di tali microrganismi alle sostanze tossiche presenti nell'ambiente marino. Le informazioni congiunte di ABC e %LB possono pertanto essere impiegate nella caratterizzazione delle acque marine in relazione agli apporti di sostanze organiche e di quelle tossiche. Dalle indagini condotte in aree marine costiere integre del Tirreno settentrionale è emerso che, come valore di riferimento, nel periodo invernale, si debbano considerare valori di ABC intorno a 5 UFC/mL e intorno a 4 di %LB (Sbrilli *et al.*, 1997).

In acque marine inquinate da reflui urbani, situazione in cui risulta solitamente elevata la concentrazione di sostanza organica unitamente alla presenza di molteplici sostanze tossiche, si registrano elevati di ABC associati a basse percentuali di bioluminescenza; diversamente, valori di ABC nella norma, ma associati a bassa percentuale di bioluminescenza, sono indicativi della presenza di sostanze tossicologicamente attive tali da agire sulla bioluminescenza dei batteri marini.

Nel presente articolo viene esposta una breve rassegna di esperienze condotte, secondo la metodologia sopra esposta, in diversi ecosistemi marini costieri del Mare Tirreno. I dati sono stati integrati da quelli di un tracciante tipico di inquinamento urbano come i Coliformi fecali. La rassegna delle esperienze segue un percorso finalizzato alla caratterizzazione di ecosistemi diversi e progressivamente sempre più complessi sino a formulare, nel caso di un ambiente lagunare, un nuovo indice biologico per la qualità delle acque, il RWQI (*Relative Water Quality Index,* Nocciolini *et al*., 2000). In detto indice vengono integrati tre elementi fondamentali che governano e descrivono gli ambienti esposti a *stress*: lo stato trofico, la risposta tossicologica e il livello di contaminazione.

## Materiali e metodi

I campioni d'acqua sono stati prelevati con contenitori di polipropilene sterili alla profondità di circa 0,3 m con cadenza mensile, generalmente nel periodo autunno–invernale. La tecnica delle membrane filtranti è stata utilizzata per le determinazioni quantitative microbiologiche. Le concentrazioni sono state espresse in UFC/mL per

l'ABC e UFC/100 mL per i Coliformi totali. Le filtrazioni, avvenute entro 6 ore dal prelievo, sono state eseguite in doppio utilizzando membrane sterili in acetato di cellulosa (Millipore) da 47 mm di diametro e pori da 0,45 μm. Per la stima degli epibatteri eterotrofi è stato utilizzato come terreno di coltura il "*Sea Water Complete Agar Medium"* (SWC) (Bacci *et al.,* 1994). Dopo incubazione a 20±0,5 °C per 48 ore sono state enumerate, in ambiente buio, le colonie luminose e dopo ulteriori 24 ore di analoga incubazione sulle medesime piastre sono state contate le colonie totali. Per la determinazione dei Coliformi fecali (CF) è stato utilizzato il terreno selettivo (m-Faecal Coliform AGAR) (Biolife®) mediante incubazione di 24 ore a 44±0,5 °C.

Le aree di studio sono localizzate nel tratto di mare del Tirreno settentrionale antistante la provincia di Grosseto (Fig. 1).

Fig. 1 - Aree di studio.
*Study areas.*

*Acque marino costiere antistanti il Parco dell'Uccellina*

L'indagine è stata condotta lungo il tratto di mare costiero compreso tra l'abitato di Marina di Grosseto a nord e Colle Lungo a Sud (Provincia di Grosseto; Fig. 2). La costa presa in esame è estesa per circa 15 km ed è interessata dai tributi del Fiume Ombrone. I campionamenti sono stati effettuati nel periodo autunno-invernale con cadenza mensile nelle medesime stazioni codificate per i controlli stagionali di idoneità delle acque per la balneazione.

Mare antistante la Foce del fiume Ombrone

A partire da un punto di origine immediatamente prospiciente la foce del fiume Ombrone (punto 0), sono stati condotti campionamenti superficiali delle acque marine lungo 4 transetti con stazioni posizionate a 300, 600, 1200 e 2400 metri dalla costa. È stato inoltre individuato un analogo transetto (R) di riferimento (bianco) prospiciente la zona di Colle Lungo con caratteristiche geo-morfologiche confrontabili con quelle dell'area in esame. L'indagine è stata integrata dalla determinazione quantitativa dei Coliformi fecali (CF). I prelievi sono stati condotti in condizioni di portate fluviali modeste per un periodo invernale.

*Laguna di Orbetello*

L'indagine è stata condotta in otto punti della laguna di ponente ed è stata estesa ai canali Fibbia e Nassa, quali vie di comunicazione con il mare.

Per ogni parametro di ciascuna stazione è stata valutata la deviazione dei valori rinvenuti rispetto al valore medio giornaliero della laguna. In questo senso si è provveduto pertanto alla normalizzazione di tutti i dati attraverso il calcolo del rapporto **(X-m)/SD**

indicando con **X** il valore sperimentale del punto di monitoraggio, con **m** la media aritmetica lagunare di tale parametro e con **SD** la deviazione standard.

I dati così ottenuti sono stati associati a determinati intervalli di ampiezza pari all'unità di normalizzazione e individuati secondo il seguente schema:

....[≤ -2,5 e >-1,5 ] [≤ -1,5 e > -0,5 ] [≤-0,5 e > +0,5] [≤ +0,5 e > +1,5] [≤ +1,5 e > +2,5] ....

Il pregio del metodo è quello di riuscire a determinare intervalli di risposta quali - quantitativa della comunità batterica, sufficientemente differenziati e attendibili, sia in relazione alla disomogeneità e dinamicità dell'ecosistema, che alla precisione delle procedure di indagine attuate che non sempre possono collocarsi a livelli qualitativi ottimali.

In funzione dell'intervallo in cui ricadono i valori normalizzati ottenuti, vengono attribuiti dei punteggi. Viene pertanto assegnato punteggio nullo (zero) ai valori normalizzati ricadenti nell'intervallo centrale, compreso tra –0,5 e +0,5, e il punteggio (+1) o (+2) per quelle deviazioni rispettivamente ricadenti nel primo intervallo adiacente il mediano o quelli successivi e aventi significato di miglior qualità ambientale. Considerazioni di segno opposto devono essere perseguite per l'assegnazione dei punteggi (–1) e (–2).

Nello specifico, per quel che concerne %LB, vengono assegnati punteggi positivi, (+1) o (+2), a valori normalizzati ricadenti negli intervalli di valori superiori, associando percentuali più elevate di batteri luminescenti a situazioni ambientali di minor tossicità. Al contrario, per valori di ABC e CF superiori all'intervallo centrale, essendo tali situazioni rispettivamente connesse ad alto carico organico e alto livello di contaminazione di reflui urbani, sono assegnati punteggi negativi (–1), (–2).

I punteggi così ottenuti esprimono, secondo una scala di qualità relativa e adimensionale, lo stato ambientale delle zone monitorate della laguna conformemente ai criteri prestabiliti. I punteggi delle varie campagne di indagine, relativi ad un parametro di una singola stazione, possono essere sommati ottenendo così una valutazione complessiva del periodo di studio (ΣABC, Σ%LB e ΣCF). Con la somma ulteriore dei suddetti punteggi si ottiene infine un indice numerico relativo circa la vulnerabilità di ciascun sito (Vedi tabella della Fig. 5). Detto indice, denominato RWQI (*Relative Water Quality Index*) (Nocciolini *et al*., 2000), rappresenta un indice di qualità relativa, in cui sono numericamente integrate le risposte dell'ambiente in relazione allo stato trofico, a quello tossicologico e al livello di contaminazione.

## Risultati

*Acque marino costiere antistanti il Parco dell'Uccellina*

In Fig. 2 vengono sinteticamente rappresentati i dati medi delle quattro campagne di campionamento. La stazione 248, collocata in prossimità della foce del fiume Ombrone, presenta la maggior carica microbica, rappresentata da ABC, unitamente alla minor percentuale di batteri bioluminescenti. Man mano che ci si allontana, sia a nord che a sud della foce dell'Ombrone, si ristabiliscono le condizioni trofiche

diminuendo il valore medio di ABC mentre aumenta la percentuale di batteri luminescenti. Nelle stazioni 245 e 250, invece, i dati ottenuti evidenziano un apprezzabile peggioramento qualitativo delle acque, con un incremento dei batteri eterotrofi unitamente alla diminuzione della frazione bioluminescente. La stazione 245 risente degli apporti a mare del canale S. Rocco che attraversa l'abitato di Marina di Grosseto. Non sono chiare, al contrario, le cause di quanto osservato nella stazione 250, ma dobbiamo rilevare che nell'area in questione (Marina di Alberese) è presente l'unico accesso al mare per gli automezzi, attraverso una strada asfaltata che, per fenomeni di erosione della costa, termina direttamente sul mare. L'area è priva di scarichi in mare, tuttavia è la zona costiera del parco soggetta ad una consistente presenza turistica.

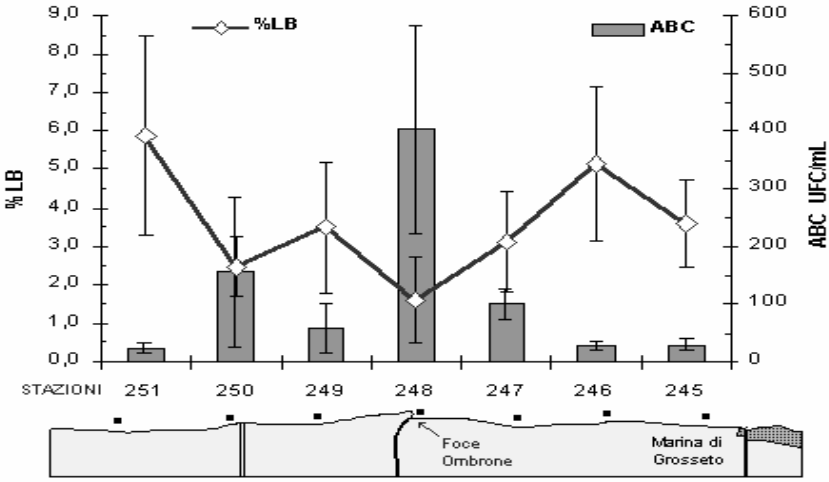


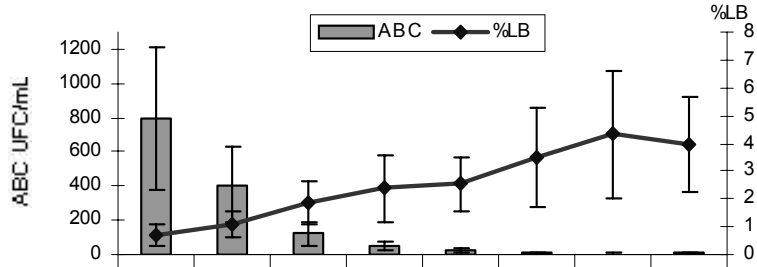

Fig. 2 - Stazioni di campionamento e valori medi (± errore standard) di ABC e %LB).
*Sampling stations and mean values (± standard error) of ABC and %LB.*

*Mare antistante la Foce del fiume Ombrone*

In Fig. 3 vengono riportate le medie aritmetiche dei risultati di cinque campagne invernali. Le abbondanze batteriche ABC, ovviamente, risultano progressivamente più elevate in vicinanza della foce fluviale, con valori chiaramente superiori rispetto all'area di riferimento (bianco). Al contrario, la frazione bioluminescente %LB aumenta distanziandosi dalla immissione fluviale, pur rimanendo inferiore rispetto al controllo, i cui valori risultano attestarsi intorno al 3-4%.

In Fig. 4 vengono confrontate le distribuzioni spaziali di %LB, con quelle del tracciante microbiologico di inquinamento fecale: i coliformi fecali (CF). Nella rappresentazione grafica le aree di isovalore di tono più chiaro corrispondono ai valori di %LB e CF riscontrati nella zona di riferimento. Dall'osservazione delle rappresentazioni si possono ricavare due valutazioni diverse degli effetti del fiume Ombrone: il tracciante fecale, condizionato dalla resistenza in ambiente marino (Rozen e Belkin, 2001), fornisce le sue informazioni limitatamente a poche centinaia di metri dall'immissione (Fig. 4B). Le indicazioni fornite dalla frazione bioluminescenze evidenziano, al contrario, come gli effetti dei tributi fluviali si manifestino almeno sino a circa

2,5 km di distanza dalla foce (Fig. 4A) nonostante i campionamenti siano stati effettuati in condizioni di portate modeste.




| | Om300 | Om600 | Om1200 | Om2400 | R300 | R600 | R1200 | R2400 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ABC | 797 | 408 | 122 | 46 | 24 | 6 | 6 | 7 |
| %LB | 0,68 | 1,08 | 1,86 | 2,40 | 2,54 | 3,47 | 4,31 | 3,96 |

Fig. 3 - Valori medi (± e.s.) di ABC e %LB nell'area antistante la foce del fiume Ombrone (Om_) e nell'area di riferimento (R __).
*Mean values (± s.e.) of ABC e %LB on marine area of the river Ombrone mouth (Om__ ) and reverence area (R__).*

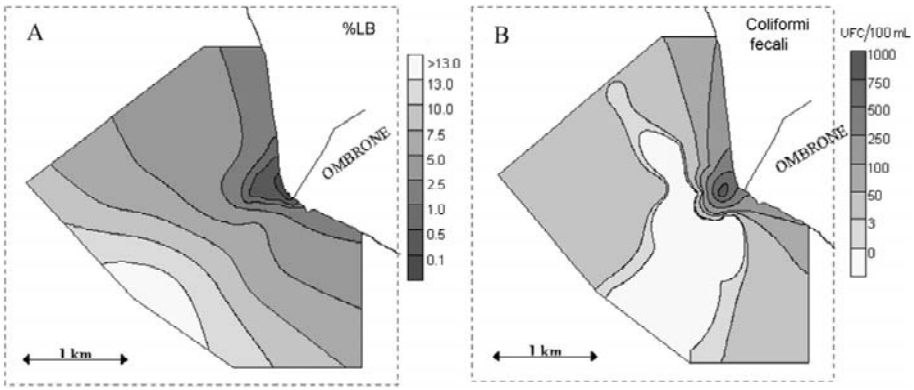



Fig. 4 - Distribuzione di %LB e CF nelle acque marine antistanti la foce del fiume Ombrone.
*Distribution of %LB and CF in marine water of river Ombrone mouth.*

## *Laguna di Orbetello*

Rimandando il dettaglio dei dati e le relative procedure di elaborazione al lavoro originale (Nocciolini *et al.,* 2000), possiamo evidenziare come le abbondanze di ABC risultino mediamente compresi tra 250 e 2500 UFC/mL, ben superiori a quelli delle acque marine costiere (Bacci *et al.*, 1994; Sbrilli *et al.*, 1997). La frazione bioluminescente %LB risulta particolarmente variabile (da 0,1 a 5%) e condizionata dagli apporti derivanti dall'ambiente circostante veicolati dalle acque pluviali.

Le ridotte dimensioni della laguna, associate ai fenomeni delle maree, alle variazioni meteorologiche, agli interscambi sedimento-acqua e alle repentine fioriture algali, determinano un ecosistema estremamente dinamico e mutevole e quindi particolarmente complesso da studiare.

Il sistema di indagine ha fornito un'immagine della laguna in linea con quanto descritto da ricerche precedenti e cioè un ecosistema particolarmente condizionato dal livello di ricambio idrico e dalla abbondante disponibilità di sostanze organiche. L'area centrale, essendo poco influenzata dagli effetti di circolazione indotta dalle maree, risulta tuttavia allo stesso tempo la meno esposta alle sorgenti di inquinamento e appare come zona qualitativamente migliore (Fig. 5).

| Stazione | ΣABC | Σ%LB | ΣCF | *Relative Water Quality Index* RWQI |
|---|---|---|---|---|
| A | 1 | -2 | 1 | 0 |
| B | -4 | -3 | -1 | -8 |
| C | 2 | 2 | 3 | 7 |
| D | 3 | 2 | 3 | 8 |
| E | -2 | 1 | -1 | -2 |
| F | 0 | -1 | 3 | 2 |
| G | 3 | 3 | 0 | 6 |
| H | -2 | 0 | -2 | -4 |

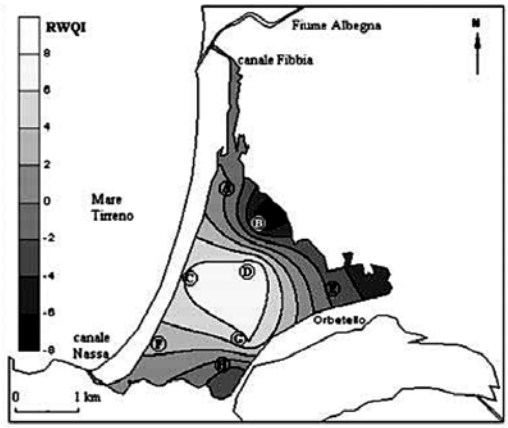



Fig. 5 - In tabella: Combinazione valori degli indicatori microbiologici (RWQI).
In figura: Stazioni di campionamento e distribuzione di RQWI nella laguna di ponente di Orbetello.

*Table: Combination of microbiological indicators RWQI.*
*Figure: Sampling stations and ditribution of RQWI in western basin of Orbetello lagoon.*

## Conclusioni

Una visione tradizionale e fondamentalmente "sanitaria" dei batteri non ha certamente favorito il loro impiego come bioindicatori ambientali, nonostante il fondamentale ruolo ecologico che svolgono. Le normative vigenti recepiscono, di fatto, prevalentemente i criteri di "igiene ambientale" piuttosto che quelli ecologici.

Le metodologie di indagine esposte nel presente articolo, facilmente percorribili, possono rappresentare un'utile integrazione ai più consueti approcci microbiologici.

Le esperienze condotte in ambienti costieri diversi hanno evidenziato una buona capacità di "bioindicazione" dei batteri eterotrofi e della loro componente luminescente. La carica batterica ABC e la percentuale bioluminescente %LB hanno risposto in maniera attesa rispetto i diversi ecosistemi presi in esame discriminando, in maniera sufficientemente dettagliata, le risposte della comunità batterica alle variazioni dello stato trofico e alle alterazioni ambientali.

L'analisi dell'ecosistema marino attraverso l'integrazione di poche variabili statisticamente quantificate e combinate nell'indice biologico RWQI, può rappresentare

un semplice metodo di analisi della complessità dei sistemi naturali, trasformando le informazioni qualitative degli indicatori biologici in informazioni numerico-quantitative.

**Summary**

Heterotrophic bacteria have been successfully used as bioindicators in marine coastal environments. Their ecological significance jointly with the ability to respond quickly to variations in environmental conditions, makes them suitable as indicators.

Simple laboratory techniques lead to the measure of ABC (Apparent Bacterial Concentration), indicating the abundance of marine epibacteria and the related trophic conditions. The luminescent fraction of these bacterial counts (%LB – % Luminous bacteria) indicates the presence of toxic substances.

Data on epibacterial abundance can be integrated with faecal tracers (faecal coliforms) to characterise different coastal environments.

Data from measurements on the area of the river Ombrone mouth indicate the clear influence of terrigenous input in sites where traditional approaches are unable to detect biological modifications.

In the Orbetello lagoon a new biological index, the RQWI (Relative Water Quality Index) based on trophic conditions, toxicological response and contamination level provides a picture of the lagoon as an ecosystem with a limited water turnover and an excess of organic input.

**Bibliografia**

AZAM F., FENCHEL T., FIELD J.C., GREY J.S., MEYER-REIL L.A., THINGSTAD F. (1983) – The ecologicol role of water column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **10**: 257-263.

BACCI E., BUCCI M., SBRILLI G., BRILLI G., GAMBASSI F., GAGGI C. (1994) – Marine bacteria as indicator of water quality. *Chemosphere*, **6**: 1165-1170.

BULICH A.A. (1982) – Practical and reliable method for monitoring toxicity of aquatic samples. *Process. Biochem.,* **17**: 45-47.

CHANDRAMOHAN D. (1997) – Recent advances in marine microbiology: The indian scenario. *J. Mar. Biotechnol*., **5**: 73-81.

CHO B.C., AZAM F. (1988) – Majore role of bacteria in biogeochemical fluxes in the ocean's interior. *Nature,* **3332**: 441-443.

COLE J.J. (1982) – Interation between bacteria and algae in aquatic ecosistem. *Ann. Rev. Ecol. Syst.,* **13**: 291-231.

COLE J.J., PACE M.L., FINDLAY S. (1988) – Bacterial production in fresh and saltwater ecosystem: a cross-system overwiew. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **43**: 1-10.

CRUSCANTI M., SBRILLI G., BACCI E., BUCCI M., GAGGI C. (1997) – I batteri luminescenti: variazioni stagionali ed effetti di uno scarico termico sull'abbondanza e composizione in specie in acque costiere temperate. *Biologi Italiani,* **11**: 40-45.

JACQ E., PRIEUR D. (1986) – *Les association bacteriés-matièr particulair en milieu pélagique côtier: exemples de variations spatiales et temporales*. Ed. Gerbam, 2éme colloque Inter. Bact. Mar. C.N.R.S. Brest, 1-5- oct. 1984. *IFREMER Actes Colloques*, **3**: 229-236.

KOGURE K., SIMUDU U., TAGA N. (1982) – Bacterial attachament to phytoplancton in sea water. *Can. J. Microbiol.,* **23**: 981-987.

MAUGERI T.L., ZACCONE R. (1990) – Distribuzione di batteri luminosi nelle acque dello Stretto di Messina. *Oebalia* (Suppl.), **6**: 427-441.

NOCCIOLINI S., SPADAFINA L., VACRI M.R., BACCI E. (2000) – A simple bacterial index for relative water quality: Preliminary application in the Orbetello lagoon (Tuscany, Italy). *Chemosphere,* **41**: 1065–1069.

POMEROY L.R. (1974) - The ocean's food web, a changing paradigm. *BioScience*, **24**: 499-504.

POMEROY L.R., WIEBE G.J., DEIBEL D., THOMPSON R.J., ROWE G.R., PUKULKY J.D. (1991) – Bacterial responses to temperature and substrate concentration during the Newfoundland spring bloom. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **75**: 143-159.

RAMAIAH N., CHANDRAMOHAN D. (1992) – Ecology and biology of luminous bacteria in the Arabian Sea. In: Dasai B.N. (ed), *Oceanography of the Indian Ocean*, Oxoford & IBH, New Delhi: 11-23.

RAMAIAH N., CHANDRAMOHAN D. (1993) – Ecological and laboratory studies on the role of luminous bacteria and their luminescence in coastal pollution surveillance. *Mar Pollut. Bull.,* **26**: 190-201.

ROZEN Y., BELKIN S. (2001) – Survival of enteric bacteria in seawater. *FEMS Microbiol. Rev*., **725**: 1-17.

RUBY E.G., NEALSON K.H. (1978) – Seasonal change in the species composition of luminous bacteria in nearshore seawater. *Limonl. Oceanogr.,* **2**: 530-533.

SBRILLI G., CRUSCANTI M., BUCCI M., GAGGI C., BACCI E. (1997) – Marine heterotrophic bacteria as indicator in coastal water quality assesment: introducing the "Apparent Bacterial Concentrazion" Approach. *Environ. Toxicol. Chem.*, **2**: 135-139.

SIEBURT J. Mc N. (1979) – *Sea Microbes*. Oxford University Press, New York, USA.

WEGRZYN G., CZYZ A. (2002) – How do marine bacteria produce light, why are they luminescent and can we employ bacterial bioluminescent in aquatic biotehnology? *Oceanologia*, **44** (3): 291-305.

WILLIAMS P.J. le B. (1981) – Incorporation of microhetertrophic processes into the classical paradigm of planctonic food web. *Kieler Meeresforsch*, **5**: 1-28.

YETINSON T., SHILO M. (1979) – Seasonal and geografic distribution of luminous bacteria in easter Mediterrranean sea and Gulf of Elat. *Appl. Env. Microbiol.*, **37**: 1230-1238.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 287-295

F. Pranovi[1], S. Raicevich[1,2], S. Libralato[1,2], O. Giovanardi[2], P. Torricelli [1]

[1]Dip. Scienze Ambientali, Università Ca' Foscari, Castello 2737/B - 30122 Venezia, Italia.
[2]Istituto Centrale per la Ricerca Applicata al Mare, STS Chioggia, Venezia, Italia.

# EXERGIA E PRODUZIONE: INDICATORI UTILI PER LA VALUTAZIONE DEL DISTURBO INDOTTO DALL'ATTIVITÀ DI PESCA SULLE COMUNITÀ BENTONICHE?

## *ARE EXERGY AND TOTAL PRODUCTION USEFUL INDICATORS TO ASSESS FISHING DISTURBANCE INDUCED ON BENTHIC COMMUNITIES?*

***Abstract***

*At present, in the framework of the assessment of trawl fishing disturbance, the description of medium-term recolonization dynamics of benthic communities is an important issue. On one side, by comparing the results of two different trawl experiments carried out on mud and sand habitats in the Northern Adriatic Sea, it was possible to determine that the recolonization is a 'community-wide' process, which required at least 9 months in both habitats. On the other, the application of different kinds of indices - classical diversity ones, such as Shannon and equitability, and functional indices, such as mean trophic level and exergy – showed that the latter ones resulted to be more suitable to describe the dynamics involved.*

***Key-words****: indicators, trophic level, fishing, disturbance, Adriatic Sea.*

## Introduzione

Due sono gli elementi fondamentali che di recente hanno profondamente mutato le ipotesi di base nell'ambito della gestione dello sfruttamento delle risorse alieutiche.

Da un lato, il riconoscimento, da parte della comunità scientifica, che l'attività di pesca risulta tra i principali, se non il principale, agenti di disturbo dell'ambiente marino, responsabile della riduzione di biodiversità e dell'alterazione di habitat e di interi ecosistemi (NRC, 1995). Dall'altro, constatato il sostanziale fallimento delle strategie gestionali sinora adottate (nell'ambito della Comunità Europea, almeno il 50% degli stock risulta sovrasfruttato, con gravi problemi soprattutto per le specie demersali), la necessità di cambiare paradigma, spostandosi verso una visione che preveda l'utilizzo dell'intero ecosistema come 'unità gestionale' e l'approccio precauzionale come metodo di lavoro (Sinclair e Valdimarsson, 2003).

Anche la Comunità Europea, così come altre istituzioni sovranazionali, ha fatto propri questi nuovi intendimenti, inglobandoli tra gli obiettivi della Politica comune della pesca (PCP, cfr preambolo del regolamento 2371/2002).

Nell'ambito dell'attività gestionale, diventa allora di fondamentale importanza la messa a punto e l'utilizzo di indicatori per la valutazione dello stato e dei processi che interessano l'ecosistema. Tali indicatori devono essere affidabili e consentire la discriminazione tra diversi livelli di disturbo. Sarebbe inoltre auspicabile che essi fossero sensibili 'solo' ad alterazioni dovute al disturbo della pesca, ma questo, per certi versi, si presenta come un obiettivo irraggiungibile, specie quando si vogliano valutare, su ampie scale spazio-temporali, effetti a livelli di organizzazione superiori alla popolazione (comunità e ecosistema), dove discriminare tra diverse cause che generano il medesimo effetto diventa, spesso, praticamente impossibile.

Nell'ambito di un lavoro di ricerca volto alla valutazione degli effetti sul comparto bentonico della pesca con rapido in alto Adriatico, è stata effettuata una comparazione tra diverse tipologie di indici che possono essere utilizzati per descrivere le comunità biologiche. Lo scopo è, in ultima analisi, quello di verificare l'applicabilità di indicatori diversi dai 'classici' indici di diversità e di valutarne il potere di risoluzione in rapporto ai diversi habitat analizzati.

## Materiali e metodi

Il bacino Nord Adriatico, per le caratteristiche morfologiche dei suoi fondali (profondità ridotte e prevalenza di sedimenti incoerenti), risulta particolarmente sfruttato dalla pesca a strascico (Ardizzone, 1994). Esso può costituire, dunque, un interessante caso-studio per la valutazione degli effetti del disturbo delle pesca sulle comunità bentoniche. Di contro, come spesso accade nelle aree intensamente sfruttate, risulta pressoché impossibile individuare zone indisturbate che possano fungere da controllo 'naturale', o nelle quali localizzare le aree sperimentali, e questo limita fortemente l'attività. Nel presente studio, in cui ci si proponeva di seguire l'evoluzione della comunità bentonica dopo un evento di disturbo sperimentale generato dal passaggio di un attrezzo da pesca, si è reso necessario operare in prossimità di strutture sommerse (un impianto di mitilicoltura off-shore e un relitto) che agissero da protezione, così da poter escludere l'intervento di altri eventi di disturbo (ad esempio passaggio di pescherecci commerciali).

Tab. 1 - Sequenza temporale dei campioni prelevati, nei due diversi habitat, nell'area trattata e nel controllo (tra parentesi).
*Time–series of samples collected, in the two different habitats, both in the treated and in the control area (in brackets).*

| **fondale fangoso inizio attività sperimentale dicembre 2000** | | **fondale sabbioso inizio attività sperimentale dicembre 1999** | |
|---|---|---|---|
| Tempo (giorni) | N. di repliche | Tempo (giorni) | N. di repliche |
| prima | 6 | prima | 6 |
| 0 | 1 | 0 | 4 |
| 1 | 6 | 1 | - |
| 9 | 6 (4) | 7 | 5 (2) |
| 29 | 6 (4) | 30 | 5 (2) |
| 90 | 5 (4) | 90 | 6 (2) |
| 270 | 6 (4) | 270 | 6 (2) |
| - | - | zona di pesca | 6 |

All'interno della zona sperimentale è stata creata, mediante il passaggio di un attrezzo da pesca commerciale, il rapido (un attrezzo a strascico utilizzato nel mare

Adriatico per la pesca dei pesci piatti e dei pectinidi) un'area disturbata. Le modificazioni della struttura della comunità macrobentonica sono state valutate mediante il confronto tra campioni raccolti prima e dopo il disturbo nell'area trattata (T) e in quella adiacente non trattata, o controllo (C). Lo schema di campionamento adottato (Tab. 1), mancando una serie temporale precedente al disturbo, è stato dunque un BACI semplificato. I campioni, raccolti mediante sorbona azionata da un operatore subacqueo, sono stati setacciati utilizzando una maglia da 1 mm, e tutti gli organismi raccolti sono stati classificati al livello di genere o di specie. Sono state confrontate due diverse comunità: una più costiera posta su fondali fangosi (prof. 11 m, 1 M di distanza dalla costa) e una tipica di fondali sabbiosi del largo (prof. 23 m, 11 M di distanza dalla costa). Per ottenere informazioni sullo stato di un'area 'cronicamente' disturbata, su fondale sabbioso sono stati raccolti campioni anche all'esterno dell'area sperimentale in una zona soggetta ad attività di pesca commerciale con rapido (P). Per ulteriori dettagli sulle attività di campionamento, si veda Pranovi *et al*. (2000) e Da Ponte (2001).

Sono stati applicati sia indici di diversità 'classici', quali l'abbondanza totale, l'indice di Shannon e l'indice di equitabilità, e altri, meno tradizionali, quali la produzione totale, il livello trofico medio e l'exergia.

La produzione totale della comunità macrobentonica è stata calcolata applicando l'equazione proposta da Brey (1990) ed utilizzando stime di parametri di abbondanza e biomassa ottenuti sperimentalmente.

Il livello trofico medio della comunità, in ciascuna situazione temporale analizzata, è stato calcolato combinando la biomassa di ogni specie con il suo livello trofico, ricavato in base all'attribuzione a 5 gruppi trofici principali (detritivori LT = 2.2, filtratori LT = 2.5, erbivori LT = 2.1, onnivori LT = 2.7, carnivori LT = 2.8) (Fauchauld e Jumars, 1979; Desrosier *et al*., 1986, 2000).

L'exergia, ossia il contenuto di energia e di informazione presente nella biomassa del sistema, è stata misurata in accordo con quanto riportato in Jørgensen *et al.* (1995) e Fonseca *et al*. (2000), calcolando poi la differenza tra il campione raccolto nell'area trattata (T) e quello contestuale raccolto nel controllo (C).

Per valutare le modificazioni degli indici della comunità, i dati di ciascun habitat sono stati analizzati mediante l'analisi della varianza (ANOVA 2-way; Smith, 2002), utilizzando 'prima-dopo' (PD) e 'controllo-impatto' (CI) come fattori fissi e il tempo 'nested' nell'effetto PD, 'tempo(PD)'. Inoltre la significatività delle differenze tra trattamento e controllo per ogni singolo campionamento stata valutata mediante t-test.

## Risultati

*Habitat a sedimento fangoso*. Nell'ambito degli indici considerati, l'ANOVA indica la presenza di differenze significative per l'abbondanza totale, il livello trofico medio e per l'exergia (Tab. 2).

Nel dettaglio:

Abbondanza totale (Fig. 1a): esiste una differenza significativa tra T e C circa un mese dopo il passaggio sperimentale.

Indice di Shannon (Fig. 1b) e indice di equitabilità (Fig. 1c): non si evidenzia nessuna differenza significativa tra T e C.

Produzione totale (Fig. 1d): non si registrano differenze significative tra T e C, ma si evidenzia per entrambi, un pattern di un aumento che culmina 30 giorni dopo il passaggio sperimentale.

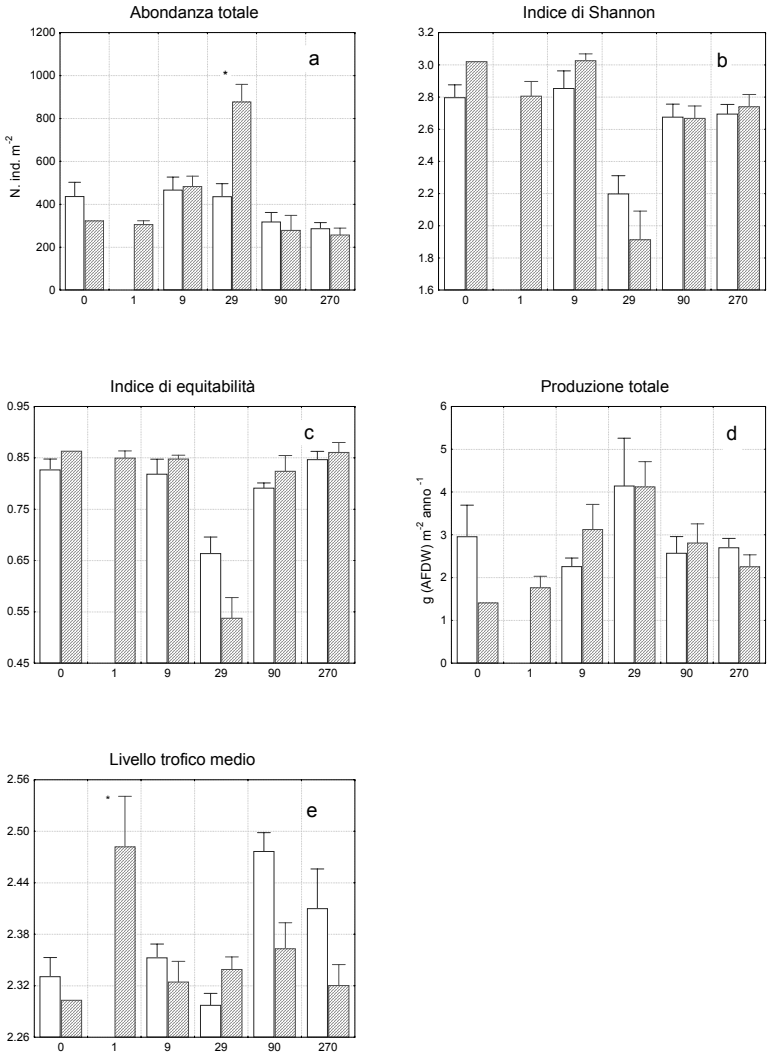



Fig. 1 - Habitat a sedimento fangoso. Andamento temporale di a)Abbondanza totale, b) Indice di Shannon, c) Indice di equitabilità, d) Produzione totale, e) Livello trofico medio. (* t-test $p<0.05$). (C = barra bianca, T = barra tratteggiata).

*Mud habitat. Temporal pattern of a) Total abundance, b) Shannon Index, c) Eveness Index, d) Total production, e) Mean trophic level. (* t-test $p<0.05$). (C = blank, T = dashed).*

Livello trofico medio (Fig. 1e): si evidenzia un aumento significativo in T il giorno dopo il passaggio sperimentale.

Exergia (Fig. 2): calcolata come differenza tra T e C, mostra una serie di valori positivi e negativi che si alternano e che, nel complesso, danno origine a delle oscillazioni che diminuiscono nel tempo.

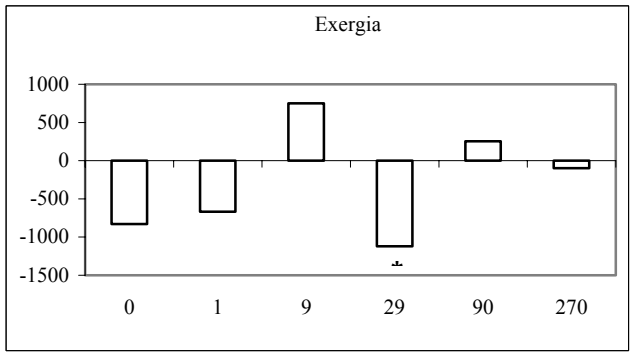



Fig. 2 - Habitat a sedimento fangoso. Andamento temporale rilevato per l'exergia (* t-test p<0.05).
*Temporal pattern recorded for the exergy (* t-test p<0.05).*

*Habitat a sedimento sabbioso*. Nell'ambito degli indici considerati, l'ANOVA indica la presenza di differenze significative per il livello trofico medio (Tab. 2).

Tab. 2 - Risultati dell'ANOVA two way. Per brevità si riportano solo i risultati significativi.
*Results of the two-way ANOVA. Only the significant analyses are reported.*

| | abbondanza (fango) | | | | | livello trofico medio (fango) | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | g.l. | SS | MS | F | p | g.l. | SS | MS | F | p |
| CI | 1 | 129465 | 129465 | 8.300 | | 1 | 0.002 | 0.002 | 0.240 | |
| PD | 1 | 2650 | 2650 | 0.200 | | 1 | 0.007 | 0.007 | 0.830 | |
| CI*PB | 1 | 56106 | 56106 | 3.600 | | 1 | 0.001 | 0.001 | 0.130 | |
| Tempo(PD) | 4 | 884908 | 221227 | 14.200 | | 4 | 0.060 | 0.015 | 1.840 | |
| Tempo(PD)*CI | 4 | 507432 | 126858 | 8.200 | 0.000 | 4 | 0.107 | 0.027 | 3.280 | 0.020 |
| Errore | 42 | 653679 | 15564 | | | 42 | 0.341 | 0.008 | | |

| | exergia (fango) | | | | | livello trofico medio (sabbia) | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | g.l. | SS | MS | F | p | g.l. | SS | MS | F | p |
| CI | 1 | 2444594 | 2444594 | 0.600 | | 1 | 0.002 | 0.002 | 1.800 | |
| PD | 1 | 5277878 | 5277878 | 1.400 | | 1 | 0.000 | 0.000 | 0.100 | |
| CI*PB | 1 | 7220562 | 7220562 | 1.900 | | 1 | 0.001 | 0.001 | 0.700 | |
| Tempo(PD) | 4 | 37651798 | 9412950 | 2.500 | 0.061 | 4 | 0.001 | 0.000 | 0.300 | |
| Tempo(PD)*CI | 4 | 17203343 | 4300836 | 1.100 | 0.360 | 4 | 0.015 | 0.004 | 2.900 | 0.036 |
| Errore | 42 | 161259485 | 3839512 | | | 33 | 0.041 | 0.001 | | |

Nel dettaglio:

Abbondanza totale (Fig. 3a): esiste una differenza significativa tra T e C un mese dopo il passaggio sperimentale.

Indice di Shannon (Fig. 3b) e indice di equitabilità (Fig. 3c): si evidenzia una sostanziale stabilità nel tempo. Solo l'indice di equitabilità mostra una differenza significativa tra T e C 3 mesi dopo il passaggio sperimentale.

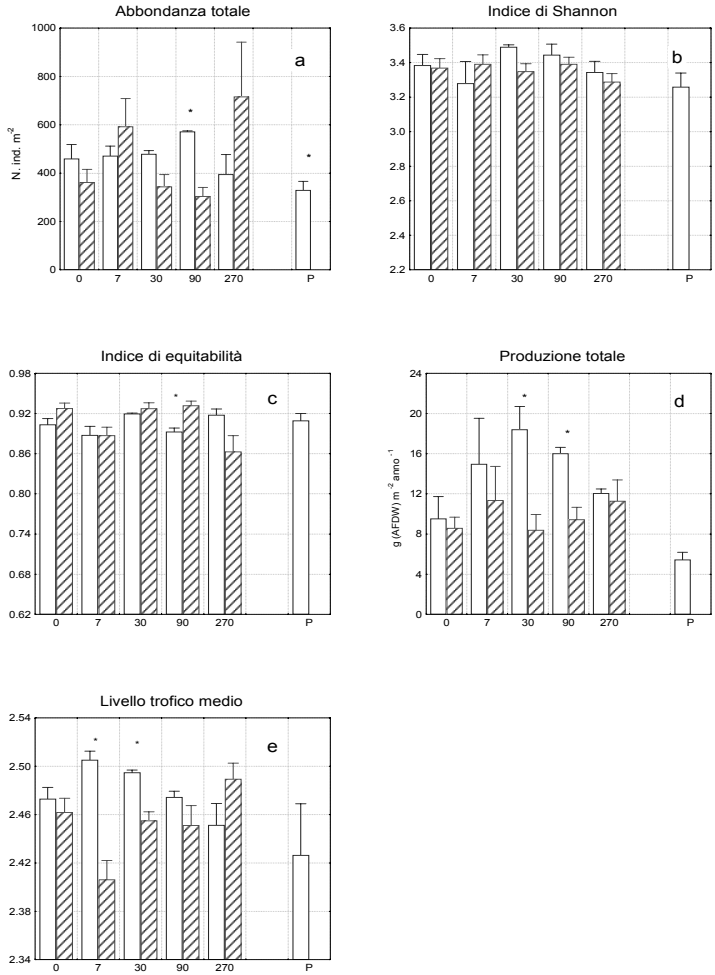



Fig. 3 - Habitat a sedimento sabbioso. Andamento temporale di a)Abbondanza totale, b) Indice di Shannon, c) Indice di equitabilità, d) Produzione totale, e) Livello trofico medio. (* t-test $p<0.05$). (C = barra bianca, T = barra tratteggiata).

*Sand habitat. Temporal pattern of a) Total abundance, b) Shannon Index, c) Eveness Index, d) Total production, e) Mean trophic level. (* t-test $p<0.05$). (C = blank, T = dashed).*

Produzione totale (Fig. 3d): in T, mantiene livelli costanti senza variazioni significative, mentre si assiste ad un aumento in C, con un massimo a 30 e 90 gg, momenti in cui le differenze diventano significative.

Livello trofico medio (Fig, 3e): si evidenzia un decremento in T dopo 7 giorni che si riflette in una differenza significativa tra T e C, che si mantiene anche 30 dopo il passaggio sperimentale.

Exergia (Fig. 4): la differenza tra T e C, che mostra sempre valori negativi, con il minimo registrato un mese dopo il passaggio sperimentale (le differenze a 30 e 90 gg risultano statisticamente significative), tende a ridursi col tempo. Dopo 9 mesi, la comunità non sembra comunque aver pienamente recuperato.

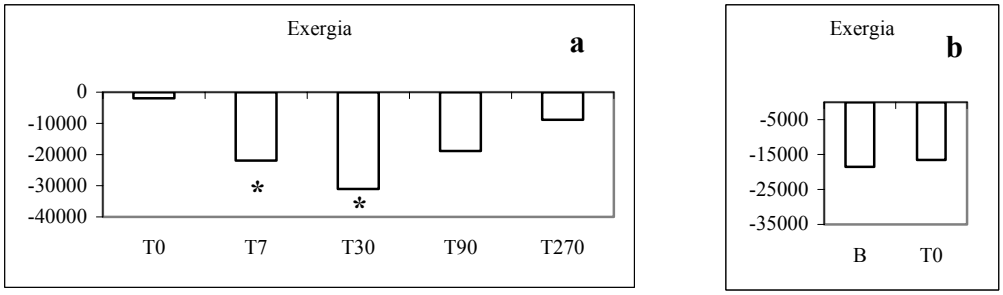



Fig. 4 - Habitat a sedimento sabbioso. Andamento temporale rilevato per l'exergia nell'area sperimentale a) e nell'area di pesca b). (* t-test p<0.05).

*Temporal pattern recorded for the exergy, in the experimental area a) and in the commercial fishing ground b). (* t-test p<0.05).*

*Area di pesca*. In termini di abbondanza totale, mostra valori significativamente inferiori al trattamento immediatamente dopo il passaggio sperimentale, mentre non si evidenziano differenze significative né per l'indice di Shannon né per l'indice di equitabilità. Il livello trofico medio e la produzione totale mostrano valori medi confrontabile con i minimi rilevati nel trattamento dell'area sperimentale. La differenza di exergia tra area pescata e le due situazioni sperimentali contestuali in termini di campionamento (C0 e T0), mostra valori negativi e sempre statisticamente significativi, assimilabili al minimo registrato nell'area sperimentale dopo 30 gg.

## Conclusioni

Nella valutazione degli effetti della pesca sugli ecosistemi, l'interesse è rivolto alla determinazione degli stati dei sistemi ecologici, ai processi responsabili di tali stati ed ai cambiamenti di questi stati e di questi processi (Rice, 2000). Per selezionare gli indicatori che meglio si adattano, è necessario, dapprima identificare quali siano le proprietà rilevanti dell'ecosistema che si intende analizzare, successivamente prendere in considerazione la sensibilità degli indicatori a tali proprietà, infine verificare la possibilità di discriminare la causalità degli effetti della pesca da altri fattori e dalla variabilità intrinseca degli ecosistemi. Inoltre, tali indicatori devono essere sensibili ai cambiamenti (quindi in grado di registrarli), direzionali, semplici da misurare e devono poter incorporare, almeno in parte, l'incertezza (Link, 2002).

Nell'ambito del presente studio sono stati applicati sia indici strutturali, quali ad esempio gli indici di diversità, che mettono in relazione il concetto di 'quante specie' con quello di 'quanto simile è la loro abbondanza', sia indici che si propongono di misurare le proprietà emergenti del sistema. Secondo la classificazione proposta da Link (2002) gli indici di diversità ed equitabilità appartengono al gruppo degli indicatori di comunità, il livello trofico medio si riferisce agli indicatori della rete trofica, mentre exergia e produzione totale appartengono agli indicatori di analisi del sistema.

I risultati ottenuti dall'applicazione dell'ANOVA, sembrano indicare che alcuni degli indici, quali quelli di diversità e la produzione totale risultano poco sensibili alle variazioni indotte dal disturbo sperimentale; mentre il livello trofico medio e l'exergia sembrano in grado di rappresentare meglio le dinamiche della comunità.

Sembra dunque emergere l'importanza di considerare indicatori capaci di cogliere le modificazioni funzionali del sistema. La significatività registrata per il livello trofico medio evidenzia la centralità, durante le fasi di ricolonizzazione successive al disturbo, delle relazioni trofiche. Piuttosto promettente sembra anche essere l'applicazione dell'exergia. Questo indice fornisce, infatti, utili informazioni sugli stadi successionali che coinvolgono una comunità soggetta a disturbo, soprattutto quando sia possibile disporre di un controllo a cui riferirsi. L'exergia sembra, inoltre, piuttosto precisa nell'individuare il momento in cui si ottiene il recupero dell'area trattata rispetto al controllo (cosa che in habitat sabbioso non è ancora avvenuta dopo 270 gg). Inoltre, si dimostra in grado di evidenziare fenomeni di 'overshooting', già descritti per varie specie opportuniste in relazione a parametri di abbondanza/densità (Ragnarsson, 1995; Beukema *et al*., 1999), ma raramente osservati per la comunità nel suo complesso.

Il confronto tra le comunità presenti nei due diversi habitat (fango e sabbia) ha consentito di evidenziare che, pur nell'ambito di pattern comuni, la risposta al disturbo sembra essere 'comunità dipendente'; funzione cioè dello stato iniziale del sistema e delle sue caratteristiche. Questo è evidenziabile, ad esempio, nella differenza di livello trofico medio tra le due comunità (con un valore per quella di fango significativamente inferiore a quella di sabbia) e nella risposta immediata (principalmente legata all'arrivo di 'scavengers'), che registra un aumento significativo su fango ed un decremento, altrettanto significativo, su sabbia.

Il confronto tra area sperimentale e zona di pesca ha permesso di evidenziare come in quest'ultima, gli indici mediamente si assestino su valori simili ai più bassi registrati nell'area trattata sperimentalmente, confermando come l'azione di pesca sperimentale, pur conservativa, simuli efficacemente il disturbo indotto dall'attività commerciale.

In termini generali, si può affermare che l'effetto sulla comunità del passaggio di un attrezzo si propaga nel tempo e la risposta 'immediata' spesso è inferiore a quella 'ritardata'. Questo implica che l'attrezzo induca delle modificazioni strutturali (della comunità e dell'habitat bentonico) che poi, a loro volta, generano delle modificazioni funzionali.

L'elemento più importante sembrerebbe essere l'energia, cioè la presenza di 'nuove' risorse trofiche messe a disposizione e la cui trasformazione nel tempo determina una conseguente trasformazione della comunità. Il fatto poi che si inneschino fenomeni differenziali di reazione o modifica della comunità conferma l'importanza degli effetti indiretti, che sono poi in grado di guidare i processi di ricolonizzazione.

In conclusione, si sottolinea l'importanza, nel valutare lo stato di un ecosistema in relazione al disturbo indotto dalla pesca, di indicatori in grado di considerare anche aspetti funzionali della comunità.

**Summary**

The new approach to fishery management, focusing on ecosystem as 'management unit' and the precautionary approach as 'management tool', strongly requires to develop methods suitable to evaluate changes in marine ecosystems from environmental and fisheries perspectives. The main goals are the identifications of quantitative indicators and the evaluations of their applicability. In this framework, the comparison between classic diversity indices and functional indices was carried out. The aim is to assess the effectiveness of the different kinds of indicators in capturing the modifications induced on macrobenthic communities by external disturbance (such as trawl fishing activity). The obtained results indicate that indices, such as mean trophic level of the whole benthic community and exergy, can better describe the different successional stages than the diversity indices, such as Shannon and equitability indices.

**Bibliografia**

ARDIZZONE G.D. (1994) - An attempt of a global approach for regulating the fishing effort in Italy. *Biol. Mar. Medit.,* **1**: 109-113.

BEUKEMA J.J., FLACH E.C., DEKKER R., STARINK M. (1999) - A long. Term study of the recovery of the macrozoobenthos on large defaunated plots on a tidal flat in the Wadden Sea. *J. Sea Res.,* **42**: 235-254.

BREY T. (1990) - Estimating productivity of macrobenthic invertebrates from biomass and mean individual weight. *Meeresforschung,* **32**: 329-343.

DA PONTE F. (2001) - *La pesca a strascico come fattore di disturbo ecologico in Laguna di Venezia ed in Alto Adriatico*. Tesi di laurea. Università di Venezia, Venezia.

DESROSIERS G., BELLAN-SANTINI D., BRETHES J.C. (1986) - Organisation trophique de quatre peuplements de substrats rocheux selon un gradient de polution industrielle (Golfe de Fos, France). *Mar. Biol.,* **91**: 107-120.

DESROSIERS G., SAVENKOFF C., OLIVIER M., STORA G., JUNIPER K., CARON A., GAGNÈ J-P., LEGENDRE L., MULSOW S., GRANT J., ROY S., GREHAN A., SCAPS P., SILVERBERG N., KLEIN B., TREMBLAY J-E., THERRIAULT J-C. (2000) - Trophic structure of macrobenthos in the Gulf of St. Lawrence and on the Scotian Shelf. *Deep-Sea Res.,* **47**: 663-697.

FAUCHAULD K., JUMARS P.A. (1979) - The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. *Ocean. Mar. Biol. Ann. Rev.,* **17**: 193-284.

FONSECA J.C., MARQUES J.C., PAIVA A.A., FREITAS A.M., MADEIRA V.M.C., JØRGENSEN S.E. (2000) - Nuclear DNA in the determination of weighing factors to estimate exergy from organisms biomass. *Ecol. Mod.,* **126**: 179-189.

JØRGENSEN S.E., NIELSEN S.N., MEJER H. (1995) - Emergy, environ, exergy and ecological modelling. *Ecol. Mod.,* **77**: 99-109.

LINK J.S. (2002) - What does ecosystem-based fisheries management mean? *Fisheries,* **27**: 18-21.

RICE J.C. (2000) – Evaluating fishery impact using metrics of community structure. *ICES J. Mar. Sci.,* **57**: 682-688.

NRC (National Research Council) (1995) - *Understanding marine biodiversity: a research agenda for the nation*. National Academy Press, Washington, DC.

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.

RAGNARSSON S.A. (1995) - Recolonization of intertidal sediments: the effect of patch size. In: A. Elefteriou, A.D. Ansell, C.J. Smith (eds), *Biology and ecology of shallow coastal waters*. Olsen and Olsen, Fredensborg: 269-276.

SINCLAIR M., VALDIMARSSON G. (2003) - *Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem*, FAO, Rome, Italy: 230 pp.

SMITH E.P. (2002) - *BACI design*. In: El-Shaarawi A.H. and Piegorsch W.W. (eds), *Encyclopedia of Environmetrics*, **1**: 141-148.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 296-303

S. Raicevich[1,2], F. Pranovi[1], S. Libralato[1,2], L. Botter[1], O. Giovanardi [2]

[1]Dipartimento di Scienze Ambientali, Università Ca' Foscari di Venezia,
Campo della Celestia, 2737/b - 30122, Venezia, Italia.
[2] ICRAM, STS Chioggia, Venezia, Italia.

# MESSA A PUNTO DI INDICATORI PER LA VALUTAZIONE DEL DANNEGGIAMENTO INDOTTO DALLA PESCA SU CROSTACEI BRACHIURI

## *IMPLEMENTATION OF INDICATORS TO ASSESS THE DAMAGE INDUCED BY FISHING ACTIVITIES ON CRUSTACEAN BRACHYURA*

***Abstract***

*In the framework of a research on the evaluation of the effects of fishing on non-target species populations, a morphological analysis was conducted on* Liocarcinus depurator *(Crustacea: Brachyura). Crabs were collected in the Northern Adriatic Sea on board of commercial fishing vessels at the end of the sorting operations and after experimental hauls of short duration. Damage was assessed on all individuals considering the total number of limbs lost and distinguishing, among these, between "chronic" and "new" wounds. Data were grouped in three different damage scales (total damage, new damage, chronic damage) and statistical analyses showed higher values of damage in individuals collected at the end of sorting operations and in high fishing effort areas. Results are discussed in the light of the ecological consequences of fishing induced disturbance on* L. depurator *populations.*

**Key-words:** *damage, fishing, disturbance,* Liocarcinus depurator*, Adriatic Sea.*

## Introduzione

La pesca rappresenta la fonte antropica di disturbo più diffusa nell'ambiente marino (Jennings e Kaiser, 1998). Nel recente passato gli sforzi del mondo scientifico si sono orientati verso la quantificazione di tale disturbo, considerando sia gli effetti sulla comunità biologica che l'alterazione dei cicli biogeochimici e la distruzione di habitat e quindi, secondo una visione olistica, gli effetti a livello ecosistemico. Diverse sono state le tematiche approfondite, come ad esempio lo studio del disturbo sulla comunità bentonica (si veda la *review* di Kaiser *et al.*, 2002), oppure la valutazione degli effetti del disturbo sulle specie non commerciali catturate e poi rigettate in mare (scarto). Quest'ultimo punto è stato affrontato integrando dati ottenuti mediante monitoraggi a bordo dei pescherecci commerciali con misure sperimentali relative alla sopravvivenza delle specie catturate (Kaiser e Spencer, 1995; Bergmann e Moore, 2001).

Un approccio complementare che coniuga rappresentatività (i campioni vengono raccolti durante le operazioni di pesca commerciale) e praticità di misura, è costituito dalla valutazione del danneggiamento fisico subito dalle specie non-commerciali. Esso permette inoltre di valutare la mortalità minima indotta dalla cattura mediante il conteggio degli individui che subiscono evidenti danni letali (Pranovi *et al.*, 2001).

I risultati di queste ricerche hanno evidenziato come il danno fisico sia funzione della tipologia di attrezzo, ma anche "specie-specifico", legato cioè alla fragilità delle specie stesse (Mac Donald *et al.*, 1996), nonché "comunità-specifico" (Pranovi *et al.*, 2001), cioè funzione del tipo di substrato e biocenosi su cui opera l'attrezzo. A ciò si

aggiunga l'evidenza che le operazioni di selezione del pescato determinano un significativo incremento del danneggiamento stesso (Pranovi *et al*., 2001). Nella generalità degli studi sono stati però applicati protocolli di campionamento e scale di danneggiamento non omogenee, riducendo così le possibilità di comparare e generalizzare i dati ottenuti (Kaiser e Spencer, 1995; Bergmann *et al*., 2001; Pranovi *et al*., 2001). Tale standardizzazione è auspicabile quantomeno per le specie aventi ampi areali di distribuzione che potrebbero essere utilizzate come specie indicatrici.

Lo scopo di questo studio è verificare l'applicabilità di scale di impatto basate sulla "datazione" delle ferite allo scopo di differenziare gli effetti immediati attribuibili alla cattura, dal disturbo cronico sulla popolazione. La ricerca è stata condotta in Nord Adriatico sul crostaceo brachiuro *Liocarcinus depurator* (Linnaeus, 1758), una specie presente nell'ambiente subtidale e distribuita nel bacino Mediterraneo, nell'Atlantico orientale e nel mare del Nord. In tali aree questo crostaceo è indicato come componente importante dello scarto della pesca a strascico.

## Materiali e metodi

Gli organismi studiati sono stati raccolti mediante un "rapido" comunemente utilizzato da imbarcazioni professionali (larghezza: 3.25 m, dimensione maglia: 40 mm; Pranovi *et al.,* 2001) con 10 cale realizzate in diverse aree del Nord Adriatico (Fig. 1).

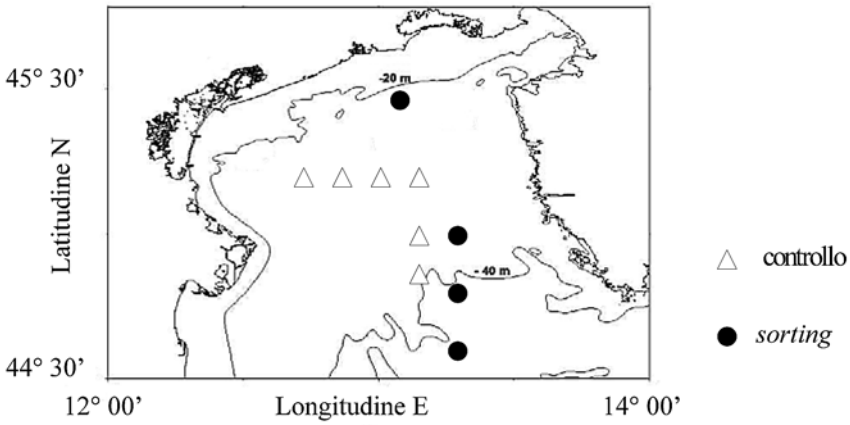



Fig. 1 - Nord Adriatico: aree di campionamento (controllo e sorting).
*Northern Adriatic Sea: sampling areas (control and sorting).*

Il campionamento è stato eseguito a profondità comprese tra 25 e 45 m applicando due diversi livelli di disturbo: un disturbo minimo ("controllo": cale di breve durata; raccolta immediata dei campioni) ed un livello massimo ("sorting": cale di tipo commerciale; organismi raccolti alla fine della selezione del pescato).

Per quanto riguarda il controllo, le cale (n=6) sono state standardizzate operando per 5 minuti alla velocità di 5 nodi in aree a basso sforzo di pesca. Gli individui cat-

turati (n=504) sono stati selezionati dal pescato immediatamente dopo lo svuotamento del sacco sul ponte, avendo cura di non danneggiarli ulteriormente. I granchi sono stati posti singolarmente in sacchetti di plastica opportunamente marcati, e successivamente conservati a –20 °C.

I campioni del livello *sorting*, sono stati raccolti a bordo di pescherecci durante la normale attività di pesca commerciale. In totale sono state monitorate 4 cale (durata media: 55 minuti) realizzate in aree ad elevato sforzo di pesca. Gli esemplari di *L. depurator* (n=204) sono stati raccolti alla fine della fase di selezione del pescato commerciale ("sorting"), ovvero immediatamente prima della loro reimmissione in mare, e successivamente conservati applicando il protocollo già descritto. In laboratorio, dopo scongelamento a temperatura ambiente, per ciascun individuo sono state acquisite le seguenti misure: lunghezza e larghezza carapace (±0.1 mm), sesso (maschio, femmina, femmina ovigera).

*Valutazione del danneggiamento*

Su ogni individuo si è proceduto alla valutazione di numero e posizione dei pereiopodi perduti, e della eventuale presenza di danno letale (carapace schiacciato). Questi dati sono stati integrati ottenendo una scala di "danno totale", che rappresenta, sotto il profilo morfologico, il disturbo fisico effettivo degli individui. Successivamente per ciascun pereiopode mancante, mediante analisi della colorazione e della tipologia dei tessuti presenti sulla parte terminale della coxa, si è proceduto ad una sorta di datazione del danneggiamento. La presenza di una membrana con tessuti resi scuri dalla deposizione di melanina ha permesso di distinguere il "danno cronico" ovvero il *pattern* di frequenza di danneggiamenti relativo ad eventi precedenti il campionamento, quali ad esempio una precedente cattura da parte di un attrezzo da pesca o la fuga da un predatore. Di converso, la presenza di una ferita con tessuti bianchi e assenza di una spessa membrana ha consentito l'individuazione di ferite recenti, definendo così il "danno nuovo", cioè il danneggiamento determinato dalla fase di cattura appena conclusa.

*Analisi statistiche*

Le taglie delle diverse popolazioni sono state confrontate mediante t-test, previo verifica della distribuzione normale dei dati. Ai fini dei confronti tra i livelli di danneggiamento è stato attribuito a ciascun individuo un valore di danno compreso tra 0 e 10 (corrispondente al numero di appendici perdute) mentre, in presenza di evidente lesione del carapace, è stato assegnato il valore 11; è stato quindi applicato il test non parametrico di Mann-Whitney.

## Risultati

*Morfometria. L. depurator* presenta, sotto il profilo dimensionale, un netto dimorfismo sessuale: i maschi raggiungono infatti dimensioni significativamente maggiori delle femmine, fino a 60 mm di larghezza carapace contro i 53 mm delle femmine (t-test, $p<0.001$). Nel totale degli individui analizzati (n=708), la sex ratio (rapporto maschi: femmine) osservata è pari a 1:1.02 e circa il 42% delle femmine catturate presentava l'ovario sviluppato.

*Danno totale*

Negli organismi catturati, il danno totale presenta valori significativamente maggiori sia del danneggiamento nuovo che di quello cronico (Mann-Whitney U test, per

entrambi p<0.001); inoltre, al livello di *sorting,* tale indicatore raggiunge valori significativamente maggiori del controllo (Mann-Whitney U test, p<0.001). Ciò è legato principalmente alla frequenza elevata di danneggiamenti letali a livello di *sorting* (il 24% rispetto al 7% del controllo), ed alla prevalenza dei danneggiamenti multipli rispetto a quelli singoli (1 appendice perduta) osservati. Infatti, al momento della reimmissione in mare, il 44% degli esemplari presenta perdita di pereiopodi e di questi quasi due terzi ne ha persi almeno due (Fig. 2). Infine, circa il 29% dei granchi raccolti a livello di *sorting* ha perduto almeno un chelipede (Tab. 1). A tale livello, si osserva un danneggiamento totale significativamente maggiore del controllo per entrambi i sessi (Mann-Whitney U test, per entrambi p<0.001) mentre, considerando esclusivamente le femmine ovigere, non si evidenzia alcuna variazione significativa.

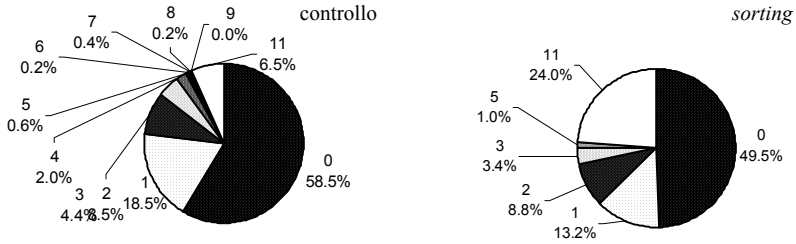



Fig. 2 - Scala di danno totale (0-10 = numero di appendici perdute, 11 = danno letale; percentuale) ai livelli di controllo e *sorting*.
*Total damage scale (0-10 = number of limbs lost, 11 = lethal damage; percentage) at control and sorting levels.*

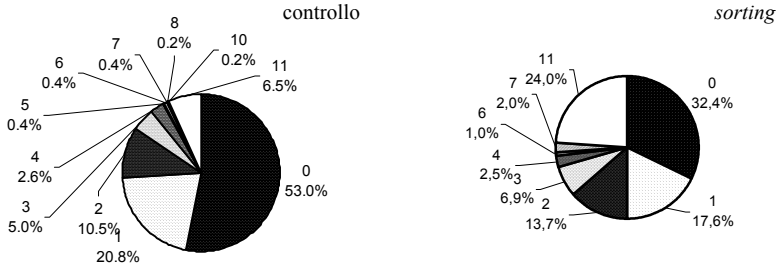



Fig. 3 - Scala di danno nuovo (0-10 = numero di appendici perdute, 11 = danno letale; percentuale) ai livelli di controllo e *sorting*.
*New damage scale (0-10 = number of limbs lost, 11 = lethal damage; percentage) at control and sorting levels.*

## *Danno nuovo*

Dopo il *sorting*, oltre la metà degli organismi catturati risulta aver subito un danneggiamento nuovo, che, come osservato precedentemente, è di tipo letale per quasi

un quarto degli organismi catturati (Fig. 3). Un ulteriore 26%, invece, subisce la perdita di uno o più pereiopodi ed in totale circa il 20% degli individui totali ha perduto almeno un chelipede (Tab. 1). Il danno nuovo osservato al livello *sorting* è significativamente maggiore del controllo (Mann-Whitney U test, $p<0.001$). Ciò è confermato sia nei maschi, che nelle femmine (Mann-Whitney U test, rispettivamente $p<0.01$, $p<0.05$). Distinguendo queste ultime in femmine non ovigere ed ovigere, solo per le prime si evidenzia una differenza significativa (Mann-Whitney U test, $p<0.001$).

Tab. 1 - Danno totale, nuovo e cronico in *L. depurator* ai livelli di controllo e *sorting.* 1-10 = numero appendici perdute; 11 = danneggiamento letale; Tot = numero totale (o %) di individui considerati; Chelipedi perduti = individui che hanno perduto 1 o 2 chelipedi; n = numero di individui per categoria di danno; % = percentuale di individui per categoria di danno.

*Total, new and chronic damage in* L. depurator *at control and sorting levels. 1-10 = number of limbs lost; 11 = lethal damage; Tot = total number (or %) of individuals; Chelipedi perduti = individuals which lost 1 or 2 chela; n = number of individuals for each damage level; % = percentage of individuals for each damage level.*

| | | Appendici perdute | | | | | | | | | | | | | Chelipedi perduti | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Controllo** | | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | Tot | 1 | 2 |
| Danno Totale | n | 267 | 105 | 53 | 25 | 13 | 2 | 2 | 2 | 1 | 0 | 1 | 33 | 504 | 82 | 22 |
| | % | 53.0 | 20.8 | 10.5 | 5.0 | 2.6 | 0.4 | 0.4 | 0.4 | 0.2 | 0.0 | 0.2 | 6.5 | 100.0 | 16.2 | 4.4 |
| Danno Nuovo | n | 295 | 93 | 43 | 22 | 10 | 3 | 1 | 2 | 1 | 0 | 1 | 33 | 504 | 80 | 21 |
| | % | 58.5 | 18.5 | 8.5 | 4.4 | 2.0 | 0.6 | 0.2 | 0.4 | 0.2 | 0.0 | 0.2 | 6.5 | 100.0 | 15.8 | 4.2 |
| Danno Cronico | n | 480 | 19 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | - | 504 | 2 | 1 |
| | % | 95.2 | 3.8 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | - | 100.0 | 0.4 | 0.2 |
| **Sorting** | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Danno Totale | n | 66 | 36 | 28 | 14 | 5 | 0 | 2 | 4 | 0 | 0 | 0 | 49 | 204 | 46 | 13 |
| | % | 32.4 | 17.6 | 13.7 | 6.9 | 2.5 | 0.0 | 1.0 | 2.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 24.0 | 100.0 | 22.5 | 6.4 |
| Danno Nuovo | n | 101 | 27 | 18 | 7 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 49 | 204 | 25 | 10 |
| | % | 49.5 | 13.2 | 8.8 | 3.4 | 0.0 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 24.0 | 100.0 | 12.3 | 4.9 |
| Danno Cronico | n | 138 | 42 | 9 | 10 | 1 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | - | 204 | 21 | 3 |
| | % | 67.6 | 20.6 | 4.4 | 4.9 | 0.5 | 1.0 | 0.0 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | - | 100.0 | 10.3 | 1.5 |

### *Danno cronico*

Il danneggiamento cronico assume valori nettamente inferiori a quelli osservati per gli indicatori precedentemente considerati (Mann-Whitney U test, per entrambi i confronti $p<0.001$). Si evidenzia però una diversificazione tra il danno cronico degli individui raccolti nelle aree ad elevato sforzo di pesca e quelli provenienti dalle altre zone (controllo): il danno cronico è significativamente maggiore nel primo caso (Mann-Whitney U test, $p<0.001$) (Fig. 4). Nell'area intensamente sfruttata circa un terzo degli individui manca di almeno un pereiopode e sono presenti anche individui con 7 pereiopodi mancanti, contro un massimo di 2 per il "controllo". Risulta interessante considerare come, nel primo caso, circa l'11% degli individui manifesti la

perdita di un chelipede come impatto cronico, contro l'1% relativo agli organismi di controllo (Tab. 1).

A differenza di quanto descritto per danno nuovo e totale, anche le femmine ovigere presentano valori di danno cronico superiori nelle aree ad alto sforzo di pesca, allo stesso modo delle femmine non ovigere, quelle totali ed i maschi totali (Mann-Whitney U test, in tutti $p<0.001$). I valori assoluti del numero di organismi danneggiati raggruppati nelle diverse scale di impatto sono riportati in tabella 1. Si noti che in tale tabella i dati relativi ai chelipedi perduti indicano la frequenza di organismi che hanno perduto 1 o 2 chelipedi prescindendo dalla eventuale perdita di appendici di diverso tipo.

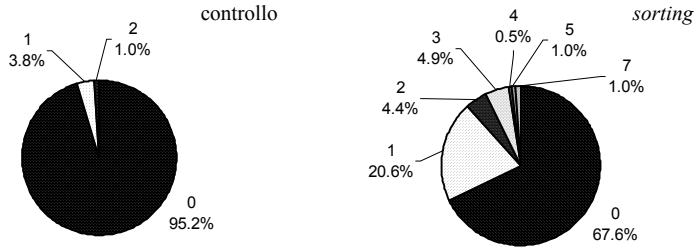



Fig. 4 - Scala di danno cronico (0-10 = numero di appendici perdute, 11 = danno letale; percentuale) ai livelli di controllo e *sorting*.
*Chronic damage scale (0-10 = number of limbs lost, 11 = lethal damage; percentage) at control and sorting levels.*

## Conclusioni

In *L. depurator*, la perdita di appendici è mediata dal processo dell'autotomia per il quale, in caso di stress meccanico o fisiologico, o per comportamento antipredatorio, questo bachiuro può deliberatamente recidere, lungo un piano predeterminato (detto piano di autotomia), uno o più pereiopodi danneggiati, evitando l'eventuale predazione e limitando così la perdita di fluidi e l'eventuale insorgere di infezioni a seguito della mutilazione (McVean, 1975).

Diverse ricerche (si veda Juanes e Smith, 1995 e gli articoli in esso citati) hanno inoltre mostrato come nei decapodi la perdita di appendici specializzate, quali i chelipedi (che hanno funzioni di cattura di prede e difesa dai predatori), determini effetti ad ampio spettro, quali la riduzione della capacità di alimentarsi e di competizione intra- o inter-specifica. Tali effetti vengono in parte bilanciati mediante alterazioni morfologiche delle appendici stesse (inversione funzionale dei chelipedi, Abelló, 1990) a seguito della muta, la cui frequenza viene generalmente aumentata allo scopo di permettere un rapido recupero funzionale.

I risultati conseguiti mostrano come *L. depurator* subisca elevate frequenze di danneggiamento sia a livello subletale che letale, con circa un quarto degli individui che presenta il carapace schiacciato. Questo risultato conferma quanto osservato in precedenti ricerche (Bergmann *et al.*, 2001; Pranovi *et al.*, 2001) in merito al danno indotto dall'azione di pesca su questo decapode.

Va però osservato, che in tali analisi il dato era limitato alla quantificazione del danno totale (senza distinguere se fosse stato indotto dall'azione di pesca corrente o

da disturbi precedenti); ed era espresso in scale di danno sintetiche che integravano informazioni legate al numero e tipologia delle appendici perdute. Proprio allo scopo di implementare questo approccio metodologico, è stata realizzata una "datazione" delle ferite su base morfologica, ed i risultati sono stati sintetizzati nelle tre scale di danno totale, nuovo e cronico, basate sul numero di pereiopodi perduti, ottenendo così ulteriori informazioni rispetto al processo di disturbo fisico. Allo scopo di considerare anche gli effetti funzionali è stato inoltre quantificato il numero di chelipedi perduti ai tre livelli di danno considerati.

Nel caso del danno totale, indicatore che descrive l'effettivo *pattern* di danneggiamento degli organismi che vengono rigettati in mare, emerge, oltre alla già citata mortalità diretta, un forte interessamento dei chelipedi, probabilmente a causa del loro utilizzo per contrastare il disturbo meccanico durante le fasi di pesca. In questo contesto, le basse frequenze di danneggiamento osservate nelle femmine ovigere, potrebbe invece essere attribuito ad un comportamento di tipo criptico assunto in tale fase allo scopo di limitare interazioni che le espongano a danneggiamenti subletali i quali, come dimostrato in altri brachiuri, possono avere effetti importanti sul successo di sviluppo embrionale (Silva *et al.*, 2003).

La scala di danno nuovo, permette invece di osservare come la maggior parte dei danni subletali (perdita di appendici) sia legata alla fase di cattura e selezione del pescato, piuttosto che a danneggiamenti precedenti. In dettaglio, è stato osservato che anche operazioni di campionamento mediante cale standardizzate di bassa durata, inducono importanti danni subletali, mentre invece la presenza di individui con il carapace danneggiato è molto ridotta a questo livello (controllo).

L'analisi del danno cronico evidenzia frequenze di disturbo molto basse. Questo indicatore ha consentito inoltre di considerare, seppur in modo qualitativo, la relazione tra sforzo di pesca e frequenza dei danneggiamenti cronici. I dati ottenuti descrivono una frequenza maggiore di danni cronici nell'area di pesca intensiva, come già mostrato per l'asteroideo *Asterias rubens* nel mare del Nord (Kaiser, 1996). I valori di danno cronico osservati sono però sensibilmente minori del danno totale, soprattutto in termini di danneggiamenti multipli. Ciò potrebbe trarre giustificazione in due ipotesi: (1) la mortalità conseguente alla cattura è particolarmente elevata e la gran parte degli organismi rigettati in mare muore; (2) gli individui che subiscono la perdita di una o più appendici le rigenerano rapidamente mediante l'aumento della frequenza di muta. La prima ipotesi è in parte supportata da quanto osservato sulla stessa specie da Bergmann e Moore (2001) relativamente alla pesca con rete a strascico (circa il 30% degli individui che avevano perduto appendici morivano entro tre settimane dalla cattura) mentre il secondo fenomeno, come già anticipato, è stato descritto in molti decapodi.

In conclusione, la datazione delle ferite indotte dal disturbo della pesca su base morfologica ha permesso di implementare il contenuto informativo delle scale di danno basate sull'esclusiva misura del danno totale. L'introduzione di opportuni approfondimenti sperimentali come la quantificazione dettagliata dello sforzo di pesca e l'analisi della sua relazione con la frequenza di impatti cronici, e la misura della sopravvivenza a medio termine di organismi che hanno subito danno subletale, permetterà di valutare a livello globale gli effetti del disturbo della pesca sulle popolazioni di *L. depurator* in Nord Adriatico.

**Summary**

Fishing activity is recognised to induce lethal and sublethal injuries on non-target species depending on their fragility and on the fishing process itself. Notwithstanding to the relevance of this issue and to the research effort put in this research field, a standardisation of morphological approaches and methodologies of analyses is still needed. In this framework, we applied different damage scales, based on the distinction between "chronic" and "new" wounds, to the crustacean *Liocarcinus depurator* (Decapoda: Portunidae), which is frequently discarded in the Mediterranean trawl fisheries. This approach highlighted the relevance of the evaluation of chronic damages, which showed to be significantly higher in heavily fished grounds, even though new damages represented most of the observed injuries. Results are discussed in the light of the ecological consequences of fishing induced disturbance on *L. depurator* populations.

**Bibliografia**

ABELLÓ P., PERTIERRA J.P., REID D.G. (1990) – Sexual size dimorphism, relative growth and handedness in *Liocarcinus depurator* and *Macropipus tuberculatus* (Brachyura: Portunidae). *Sci. Mar.,* **54** (2): 195-202.

BERGMANN M., MOORE P.G. (2001) - Survival of decapod crustaceans discarded in the *Nephrops* fishery of the Clyde Sea area, Scotland. *ICES J. Mar. Sci.,* **58** (1): 163-171.

BERGMANN M., BEARE D.J., MOORE P.G. (2001) - Damage sustained by epibenthic invertebrates discarded in the *Nephrops* fishery of the Clyde Sea area, Scotland*, J. Sea Res*., **45** (2): 105-118.

JENNINGS S., KAISER M.J. (1998) - The effects of fishing on marine ecosystems. *Adv. Mar. Biol.,* **34**: 201-351.

JUANES F., SMITH L.D. (1995) - The ecological consequences of limb damage and loss in decapod crustaceans: a review and prospectus. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol,* **193**: 197-223.

KAISER M.J. (1996) - Starfish damage as an indicator of trawling intensity. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **134**: 303-307.

KAISER M.J., SPENCER B.E. (1995) - Survival of by-catch from a beam trawl. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **126**: 31-38.

KAISER M.J., COLLIE J.S., HALL S.J., JENNINGS S., POINER I.R. (2002) - Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries,* **3**: 114-136.

MACDONALD D.S., LITTLE M., ENO N.C., HISCOCK K. (1996) - Disturbance of benthic species by fishing activities: a sensitivity index. *Aquat. Cons.,* **6**: 257-268.

MCVEAN A. (1975) - Autotomy. *Comp. Bioch. Phys.,* **51A**: 497-505.

PRANOVI F., RAICEVICH S., FRANCESCHINI G., TORRICELLI P., GIOVANARDI O. (2001) - Discard analysis and damage to non-target species in the "Rapido" trawl fishery. *Mar. Biol.,* **139**: 863-875.

SILVA P., LUPPI T.A., SPIVAK. D. (2003) – Limb autotomy, epibiosis on embryos, and brooding care in the crab *Cyrtograpsus angulatius* (Brachyura: Verunidae). *J. Mar, Biol. Ass. U.K.,* **83**: 1015-1022.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 304-311

A. Afli, K. Ben Mustapha

Institut National des Sciences et Technologies de la Mer, 28 Rue du 2 Mars 1934 - 2025 Salammbô, Tunisie.
afli.ahmed@instm.rnrt.tn

# RÉPONSE DES PEUPLEMENTS ZOOBENTHIQUES AUX PERTURBATIONS: EXEMPLE DE REGION CÓTIERE DE LA DKHILA (TUNISIE) ET COMPARAISON AVEC LE GOLFE DU MORBIHAN (FRANCE)

## *ZOOBENTHOS RESPONSE TO DISTURBANCE: AN EXEMPLE IN THE COASTAL REGION OF LA DKHILA (TUNISIE) AND COMPARISON WITH THE GULF OF MORBIHAN (FRANCE)*

***Abstract***

*The climatic changes and the demographic growth in the coastal zones contribute to a remarkable change of the marine ecosystems. The community response of the benthos to these climatic and anthropic aggressions appears both in the change of the specific composition and also in the general organization of the assemblages.*

*Since some decades, the development of ecological models, using assemblages as biological tools to detect the signs of degradation of the areas, have been multiplied. In this study, we used the macro-zoobenthic assemblages to detect the negative effects of the urban and industrial discharge in the southern coast of the Mediterraneen sea (La Dkhila, Tunisia). The biological results showed a gradient of degradation decreasing, from the coast towards the broad. This study was compared to another one undertaken in Morbihan gulf (Atlantic coast, France) where the impact of the perturbation, over a long period, contributed to a marked degradation and an imbalance of the ecological organization of the benthic communities in the most affected areas where the opportunist species dominate. Far from this zone of influence, the sensitive species appear little by little.*

***Key-words:*** *La Dkhila, Morbihan gulf, benthic assemblages, degradation.*

## Introduction

La nécessité de satisfaire une population mondiale grandissante a engendré depuis le début du 20ème siècle une forte industrialisation qui a touché pratiquement tous les secteurs économiques, ce qui a nettement affecté l'état de l'environnement, notamment l'équilibre écologique du milieu marin, déjà fragilisé par les changements climatiques. L'importance tant économique qu'écologique des zones marines côtières, siège de la plus grande partie de la production primaire et nurcerie - nourricerie pour la plupart des espèces animales, a incité la communauté scientifique internationale à s'investir dans le domaine de l'écologie de cette frange marine.

Depuis les travaux pionniers de Petersen (1918), les méthodes et modèles d'études écologiques des peuplements marins se sont multipliées et l'utilisation des peuplements benthiques pour déceler l'état de dégradation s'avère prometteuse (Afli, 1999a; b). Dans ce travail on se propose d'étudier la réaction communautaire des peuplements macro-zoobenthiques dans une zone côtière soumise à une forte anthropisation (Fig. 1), en l'occurrence la zone côtière de La Dkhila (Tunisie). Une comparaison des résultats obtenus avec ceux relatifs à une autre zone côtière, le golfe du Morbihan (France), est aussi effectuée.

## Matériel et méthodes

Les prélèvements de sédiment dans la zone de La Dkhila ont été effectués en juillet 2001 à l'aide de la benne Van Veen qui prélève une surface de 0,1 m² et qui peut

pénetrer dans le sédiment jusqu'à 10 cm de profondeur. Il faut noter que la présence des herbiers au large de l'Oued Hamdoun a été un obstacle pour l'échantillonnage avec un tel engin quantitatif. Par conséquence, cette zone n'a pas été échantillonnée. Les échantillons prélevés ont été ensuite tamisés sur une maille carrée de 1 mm de côté (macrofaune) et les individus récoltés ont été déterminés, pour la plupart, jusqu'au niveau spécifique.

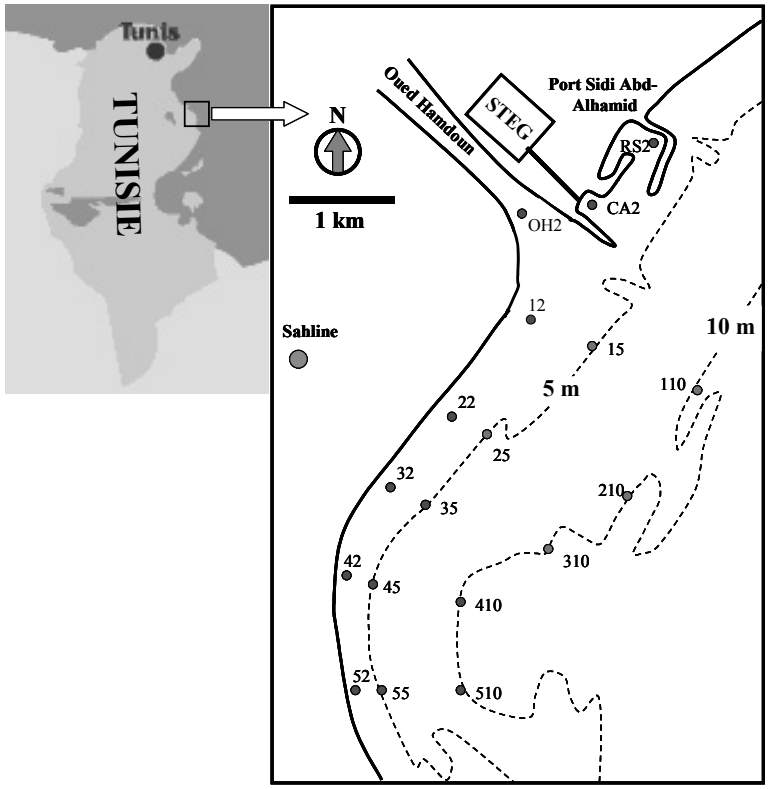



Fig. 1 - Répartition des stations Echantillonnées dans la zone de La Dkhila.
*Distribution of the stations sampled in the Dkhila area.*

Les paramètres synthètiques relatifs aux peuplements sont calculés à chaque station, il s'agit surtout de la richesse spécifique (S) et de l'abondance (A). Parallèlement, la dominance des groupes trophiques a été étudiée et la méthode des groupes écologiques (Afli, 1999b; Glémarec, 1998; Glémarec et Hily, 1981) a été employée. Une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) a été effectuée sur les densités des espèces organisées dans un tableau à double entrée stations/espèces. Cette dernière méthode statistique multidimentionnelle consiste à décrire les proximités existant entre profils-lignes (espèces) et profils-colonnes (stations) en tenant compte cependant des différences d'effectifs entre ces lignes et ces colonnes (Lebart *et al.*,

1982). Par conséquence, la représentation simultannée des stations et des espèces sur le même plan permet d'identifier pour chaque groupe de stations les espèces caractéristiques.

## Résultats

Dans la région de La Dkhila, les valeurs de la richesse spécifique (S) et de l'abondance (A) ne sont satisfaisants qu'aux stations S45 (37 espèces, 960 ind./m²) et S12 (33 espèces et 530 ind./m²) (Fig. 2). Les stations S410, RS2, S22, S35 et S55 sont nettement moins riches (S entre 18 et 33 espèces et A entre 150 e 340 ind./m²) et les autres sont trop pauvres (S entre 11 et 15 espèces et A entre 25 et 160 ind./m²). Quant à la station CA2, A est élevée (760 ind./m²) et S est relativement faible (17 espèces).

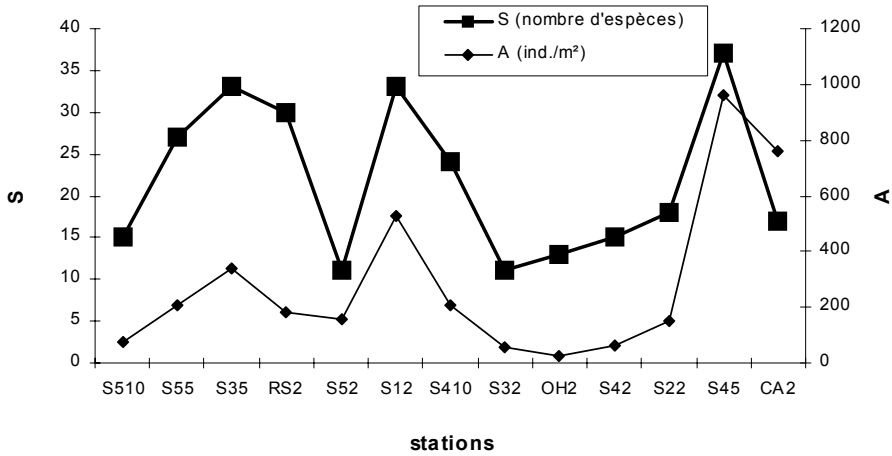



Fig. 2 - Variabilité spatiale de l'abondance (A) et de la richesse spécifique (S).
*Space variability of the Abundance (A) and the Specific richness (S).*

L'étude des groupes écologiques (Fig. 3) et des groupes trophiques (Fig. 4) subdivise les stations en 4 groupes (ou niveaux de dégradation); le premier est composé des stations S510, S55, S35, RS2, S52 et S12, caractérisée par une hétérogénéité trophique et une domination des espèces sensibles du groupe I (Indice Biotique ou IB 0) comme le bivalve *Loripes lucinalis*. Le deuxième groupe est composé des stations S410, S32 et OH2 (en état de déséquilibre, IB 2), le troisième groupe par S42, S22 et S45 (en état écotonal, IB 3 et 5) caratérisé par la présence de *Nephtys* sp. La présence conjointe des groupes écologiques I et III à la station S42 nous a incité à lui attribuer un IB3. Alors que le quatrième groupe est composé d'une seule station (CA2), caratérisée par la domination du groupe des espèces opportunistes (V) déposivores de surface (DS), représenté par le Polychète *Scolelepis fuliginosa* (IB 6).

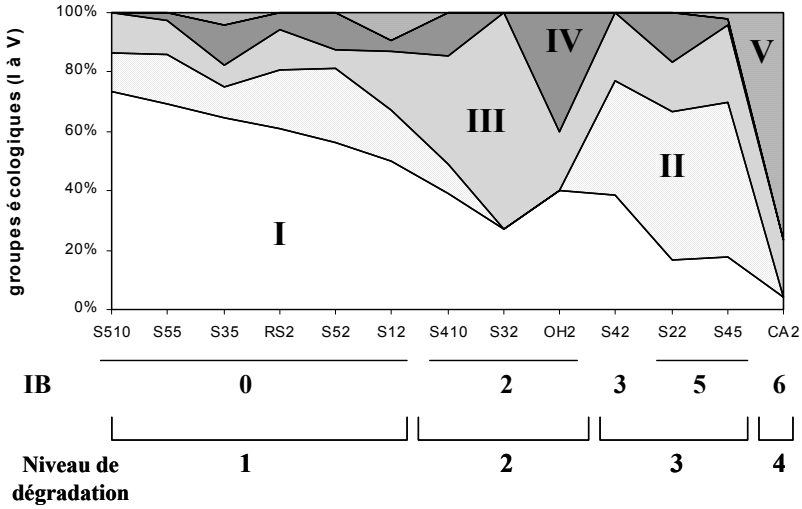



Fig. 3 - Variabilité spatiale des groupes écologiques et des indices biotiques correspondants (IB). Les espèces sont classées en 5 groupes selon leur réaction aux perturbations; I: sensibles, II: indifférentes, III: tolérantes, IV: opportunistes d'ordre 1, V: opportunistes d'ordre 2. Les dominances relatives des 5 groupes écologiques permettent d'attribuer un IB à chaque station.

*Space variability of the ecological groups and the corresponding biotic indexes (IB). The species are classified into 5 groups according to their reaction to the perturbations: I: sensitive, II: indifferent, III: tolerent, IV: opportunist of order 1, V opportunist of order 2. The relative predominances of the 5 ecological groups allow to attribute a biotic index (IB) at each station.*

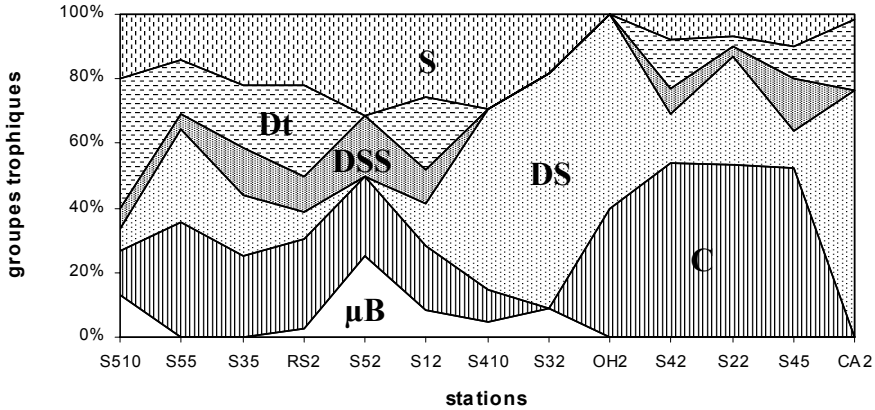



Fig. 4 - Variabilité spatiale des groupes trophiques. C: carnivorous, DS: déposivores de surface, DSS: déposivores de sub-surface, S: suspensivores, Dt: détritivores, µB: microbrouteurs.

*Space variability of the trophic groups. C: carnivorous, DS: surface deposit-feeders, DSS: sub-surface deposit-feeders, S: suspension-feeders, Dt: detritus-feeders, µB: micrograzers.*

Les Analyses Factorielles des Correspondances ou AFC (Lebart *et al.*, 1982) effectuées (Fig. 5) montrent que les deux premiers facteurs contribuent à plus de 50% de l'inertie totale. Le facteur 1 (30,2%) isole dans ses valeurs négatives la station CA2 (83,5% de contribution absolue) avec les 2 espèces caractéristiques *Scolelepis fuliginosa* et *Nereis* sp. avec des contributions absolues respectivement de 66,4 et 16,3%. Dans les valeurs positives mais faibles de ce facteur 1, et par opposition à la station CA2, apparaissent les autres stations. Mais, leurs contributions ainsi que celles des espèces qui les caractérisent ne sont pas significatives (5% pour S45 et 2,5% pour S410).

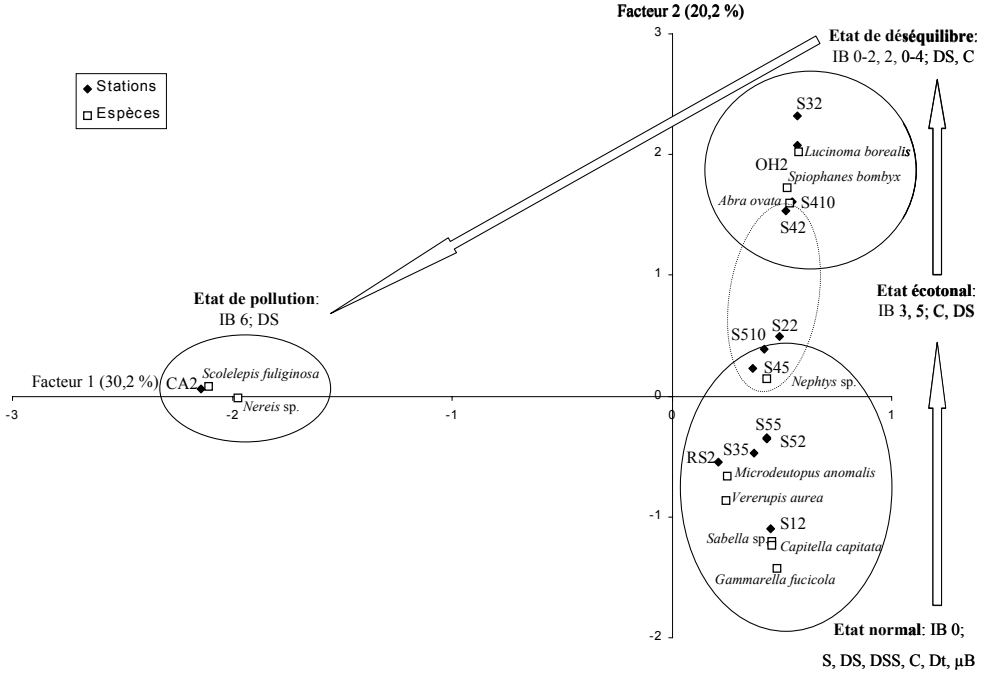



Fig. 5 - Analyses Factorielles des Correspondances (AFC) effectuées sur les stations échantillonnées. C: carnivores, DS: déposivores de surface, DSS: déposivores de sub-surface, S: suspensivores, Dt: détritivores, µB : microbrouteurs, IB: Indices Biotiques.

*Factor analyses of Correspondences (AFC) carried out on the sampled stations. C: carnivorous, DS: surface deposit-feeders, DSS: sub-surface deposit-feeders, S: suspension-feeders, Dt: detritus-feeders, µB: micrograzers, IB: Biotic Indexes.*

Le facteur 2 (20,2%) isole dans ses valeurs positives les stations S410 (32,4%), S32 (15,8%), S42 (2,6%) et OH2 (1,6%). Mais les contributions ne sont fortes que pour les 2 premières. Les espèces caractérisant ces stations sont les Bivalves *Lucinoma borealis* (21%) et *Abra ovata* (17,7%) et le Polychète *Spiophanes bombyx* (16,4%). Dans les valeurs négatives de ce facteur, la contribution est portée en grande partie par la station S12 (35,7%), son poids fort est induit par la présence de deux espèces de Polychètes; *Sabella* sp. (9,5%) et *Capitella capitata* (7,3%), de deux Amphipodes *Gammarella fucicola* (11,2%) et *Microdeutopus anomalis* (3,8%) et d'un

Bivalve *Venerupis aurea* (4,6%). Les autres stations contribuent nettement moins (4% pour S35; 2,8% pour S55 ; 2,1% pour RS2; et 1,9% pour S22). Il faut noter que le Polychète *Nephtys* sp. (2,8%) occupe dans ce facteur 2 une situation médiane, ce qui montre qu'il est commun à plusieurs stations.

## Conclusions

Dans une phase pionnière, la colonisation du milieu marin par les populations animales est gouvernée par les facteurs physico-chimiques. Ensuite et avec l'accroissement de la densité de ces populations, on échappe au contrôle physico-chimique et les populations sont contrôlées biologiquement à travers des mécanismes de compétition, prédation, inhibition, facilitation, etc. Dans ce travail, on a fait référence à une étude effectuée sur le golfe du Morbihan (Afli, 1999a; Afli et Glémarec, 2000).

*La Dkhila*

Il ressort de cette édude l'existence de 4 niveaux de dégradation (Fig. 5). Les stations les plus éloignées de la côte sont dans un état normal (IB 0) dans lequel les espèces sensibles (groupe I), qui disparaîssent les premières lors d'une perturbation, prédominent (Afli et Glémarec, 2000; Afli et Chenier, 2002). Dans ce cas tous les groupes trophiques sont significativement représentés et le milieu se porte bien en présence du Crustacé *Gammarella fucicola*, du Bivalve *Venerupis aurea* et du Polychète *Sabella* sp. (I). Mais la présence, même discrète, du Polychète *Capitella capitata* (V) et de *Microdeutopus anomalis* (III) laisse entrevoir une menace de perturbation dans cette zone.

La présence des espèces indifférentes aux perturbations (II) à l'instar du Polychète *Nephtys hombergii* et du Bivalve *Abra ovata*, qui sont généralement des carnivores et des déposivores de surface, est fonction des espaces laissés disponibles par les autres populations, plus compétitives. C'est un état transitoire (écotone, IB 3 et 5), qui intervient entre la disparition de certains groupes écologiques et l'apparition d'autres.

La suprématie des espèces tolérantes (III), comme le Polychète *Spiophanes bombyx*, par rapport aux espèces sensibles (I) s'accompagne par la domination des déposivores de surface par rapport aux carnivores. Dans cet état de déséquilibre (IB 0-2, 2, 0-4), ce sont les facteurs abiotiques, externes aux comportements des populations, qui régissent le plus l'organisation de l'écosystème.

Alors que dans la zone la plus perturbée (pollution, IB 6), ce sont les déposivores de surface du groupe V, à l'instar du Polychète *Scolelepis fuliginosa*, qui prédominent nettement.

Il résulte de cette étude que les 3 niveaux caractéristiques des zones touchées par les perturbations (écotone, déséquilibre et pollution) existent conjointement dans la zone d'influence des activités anthropiques (tourisme, industrie, urbanisation, agriculture, etc.). En s'éloignant de cette zone, les peuplements sont dans un état normal. Alors qu'un peu plus loin les sédiments sont couverts d'herbiers en bon état.

*La partie orientale du Golfe du Morbihan*

Des études similaires ont été menées dans la partie orientale du golfe du Morbihan en 1961 et 1995. La première a été effectuée à l'aide d'une drague «type *Rallier du Baty*» et la deuxième à l'aide de la benne Smith-McIntyre qui possède à peu près les mêmes caractéristiques que la benne Van Veen utilisée dans cette étude (surface prélevée 0,1 m² et profondeur de pénertration maximale 10 cm). La comparaison des

résultats de 1961 et 1995 a été possible en travaillant sur des données transformées en pourcentages (Afli, 1999a, Afli et Glémarec, 2000).

Sur la période 1961-1995 (Fig. 6), les vases se sont largement étendues dans cette région de Bretagne (France) qui concentre les particules sédimentaires fines véhiculées par les rivières et les chenaux. Cet envasement général a été accompagné par un changement quantitatif et qualitatif des populations (Afli et Glémarec, 2000).

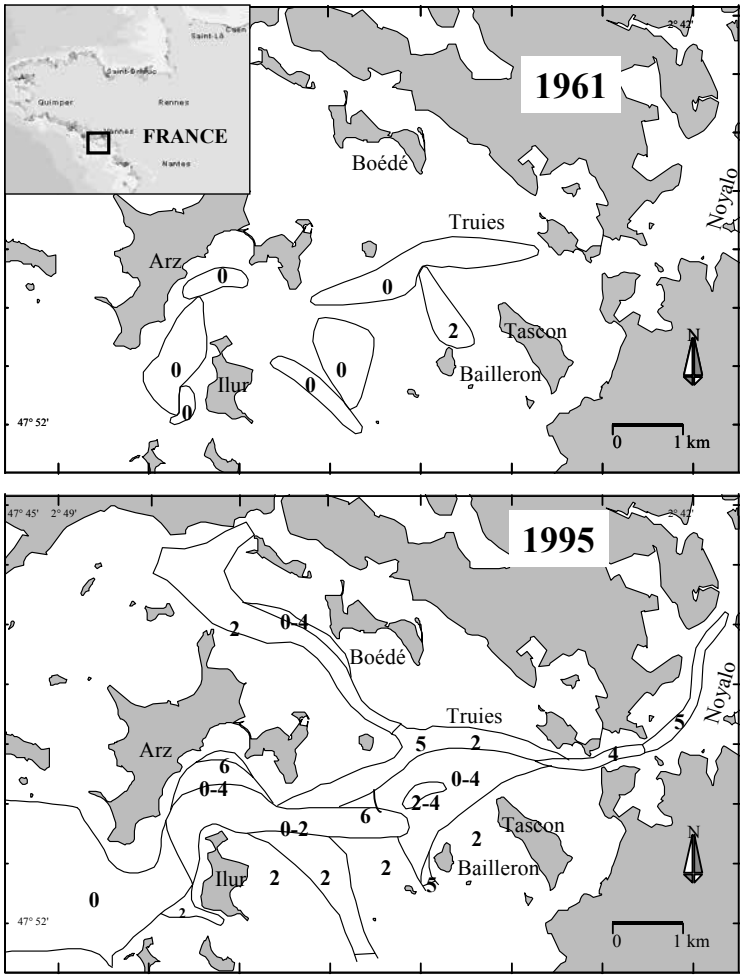



Fig. 6 - Répartition des Indices Biotiques (IB) dans le golfe du Morbihan en 1961 et 1995 (Afli, 1999).

*Distribution of the Biotic Indexes (IB) in the Morbihan gulf in 1961 and 1995 (Afli, 1999).*

En 1961, toute la partie orientale du golfe du Morbihan a été dans un état normal (IB 0) sauf au nord de Bailleron où un déséquilibre des communautés semble s'in-

staller, mais les faibles valeurs moyennes de la richesse spécifique (34 espèces) et de l'abondance (1184 ind./m²) suggèrent que le contrôle des peuplements est assuré seulement par les facteurs abiotiques. En 1995, la situation est complètement différente, les valeurs moyennes élevées de la richesse spécifique (295 espèces) et de l'abondance (12331 ind./m²) induisent des contrôles biologiques aux populations par le biais des interactions biotiques (compétition, prédation, inhibition, facilitation, etc.).

La dégradation des communautés se trouve fonction des perturbations apportées au milieu. Dans la rivière de Noyalo, les peuplements sont dans un état dégradé (IB 4 et 5) à cause des émissaires acheminés des terrains agricoles d'un grand bassin versant. Dans la rivière de Vannes, au nord de Boédé, les eaux polluées venant du bassin versant sont mélangées aux eaux plus saines venant du large. Les peuplements sont dans un état plus sain (IB 0-4 et 2). Par contre au centre de la zone d'étude, les perturbations sont fonctions de l'hyrodynamisme; les zones les plus abritées sont classées IB 5 et 6 et les autres zones des IB 0-2, 2, 0-4 et 4. Alors qu'au sud d'Arz les eaux provenant du large, sont plus saines et les peuplements sont dans un état normal (IB 0).

L'existence de gradient de dégradation est en effet un scénario commun à toutes les zones côtières soumises à l'effet des activités humaines (Pearson et Rosenberg, 1978). En utilisant les communautés benthiques, il a été possible de faire un état des lieux des zones étudiées et les résultats montrent des gradients de perturbation, difficilement appréhendés par les approches physico-chimiques seules, étant donné la complexité du milieu marin. C'est dans cette étape que les paramètres physico-chimiques peuvent apporter des éléments de réponse quant aux différents états de dégradation.

**Remerciements**

Ce travail a été réalisé grâce à l'aide précieuse du Professeur Michel GLEMAREC, Université de Bretagne Occidentale (France).

**Références bibliographiques**

AFLI A. (1999a) - Variabilité temporelle des peuplements macrobenthiques de la partie orientale du golfe du Morbihan (Bretagne). *Thèse de Doct., Univ. Bret. Occid., Brest*: 205 pp.

AFLI A. (1999b) - Utilisation des peuplements de la macrofaune benthique pour déceler les signes de perturbation du milieu: Exemple du golfe du Morbihan (Bretagne, France). *Bull. Inst. Natn. Scien. Tech. Mer de Salammbô, Tun,* **26**: 147-163.

AFLI A., CHENIER F. (2002) - Etat de santé de la macrofaune benthique et rôle des espèces invasives dans la partie orientale du golfe du Morbihan (Bretagne, France). *Vie Milieu*, **52** (1): 43-57.

AFLI A., GLEMAREC M. (2000) - Fluctuation à long terme des peuplements macrobenthiques dans le golfe du Morbihan (Bretagne, France*). Cah. Biol. Mar.,* **41**: 67-89.

LEBART L., MORINEAU A., FENELON J.P. (1982) - Traitement des données statistiques, méthodes et programmes. *Dunod*, Paris. 518 pp.

GLEMAREC M. (1998) - Perturbations anthropiques au niveau des peuplements des milieux sédimentaires. *In* Ecologie Marine. *Ed. C. Alzieu. Ann. Inst. Océanogr. Paris*.

GLEMAREC M., HILY C. (1981) - Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Oecologica,* **2** (2): 139-150.

PEARSON T.H., ROSENBERG R. (1978) - Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol., Ann. Rev.*, **16**: 229-311.

PETERSEN C.G.J. (1918) - The sea-bottom and its production of fish food. A survey of the work done in connection with valuation of the Danish waters from 1883-1917. *Rep. Dan. Biol. Stn*., **25**: 1-62.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 312-317

F. Bandini, C. Mazziotti[1], F. Abbondanzi[2], T. Campisi[2], A. Iacondini[2], C. Morales[2]

ARPAER - Agenzia Regionale Prevenzione e Ambiente Emilia Romagna, Sezione Provinciale di Ravenna, Via Alberoni, 17/19 - 48100 Ravenna, Italia.
[1]ARPAER Struttura Oceanografica Daphne, Viale Vespucci, 2 - 47042 Cesenatico, Italia.
[2]Centro Ricerche Ambientali Montecatini, Via C. Menotti, 48 - 48023 Marina di Ravenna, Ravenna, Italia.

# BATTERIA DI TEST ECOTOSSICOLOGICI NELL'ANALISI DI SEDIMENTI PROVENIENTI DA AREE MARINE E SALMASTRE

## *ECOTOXICOLOGICAL TEST ON DIFFERENT ORGANISMS TO ANALISE SEDIMENTS FROM MARINE AND BRACKISH WATERS*

***Abstract***

*In this study we have used different organisms (bioluminescent bacteria* Vibrio fischeri*, unicellular seaweed* Dunaliella tertiolecta *and sea urchin* Paracentrotus lividus*) as toxicological indicators of sediments from marine and brackish waters (Ravenna lagoons and coastal area), with different experimental conditions.*

*The aim of research work were to quantify the correlation between experimental qualitative and quantitative conditions. The research results would permit also to indicate a condition enviromental index.*

***Key-words:*** *ecotoxicology, sediment,* Dunaliella tertiolecta, Paracentrotus lividus, Vibrio fischeri.

## Introduzione

Lo scopo del presente lavoro è stato quello di valutare l'affidabilità di una batteria di test nell'analisi di sedimenti marini e salmastri. L'area indagata comprende le zone di transizione situate nei pressi del litorale ravennate, note come Pialassa Baiona e Pialassa Piomboni, e l'area marina prospiciente il litorale emiliano-romagnolo.

Sono state individuate complessivamente 16 stazioni di cui 7 nelle zone di transizione (Fig. 1) e 9 ad una distanza di 3 km dalla costa (Fig. 2).

L'utilizzo in laboratorio di test ecotossicologici nell'analisi dello stato di salute degli ambienti marini e di transizione è una modalità d'indagine che si affianca e si integra ai tradizionali metodi chimici e al biomonitoraggio. L'applicazione contemporanea di questi differenti metodi di indagine permette infatti di ottenere una rappresentazione più completa degli ambienti in esame grazie alle peculiari informazioni che ciascuno di essi può fornire.

Anche la normativa (D. Lgs. 152/99 e successive modiche), indica i saggi ecotossicologici come mezzi necessari per ottenere una classificazione ed una migliore conoscenza degli ambienti marino-costieri e di transizione.

## Materiali e metodi

Nella scelta dei singoli test facenti parte della batteria, si sono scelti organismi di diverso livello trofico e scala filogenetica, favorendo organismi test che per un'ampia letteratura, facilità di applicazione e rappresentatività, fornivano le maggiori garanzie.

Tra gli altri si sono preferiti il test con batteri bioluminescenti, il test algale con *Dunaliella tertiolecta* e il test di spermiotossicità con *Paracentrotus lividus*.

Il test con il batterio bioluminescente *Vibrio fischeri* è stato applicato su acqua interstiziale e sedimento centrifugato utilizzando i protocolli Azur Enviromental modificati ICRAM (Onorati *et al*., 1999).

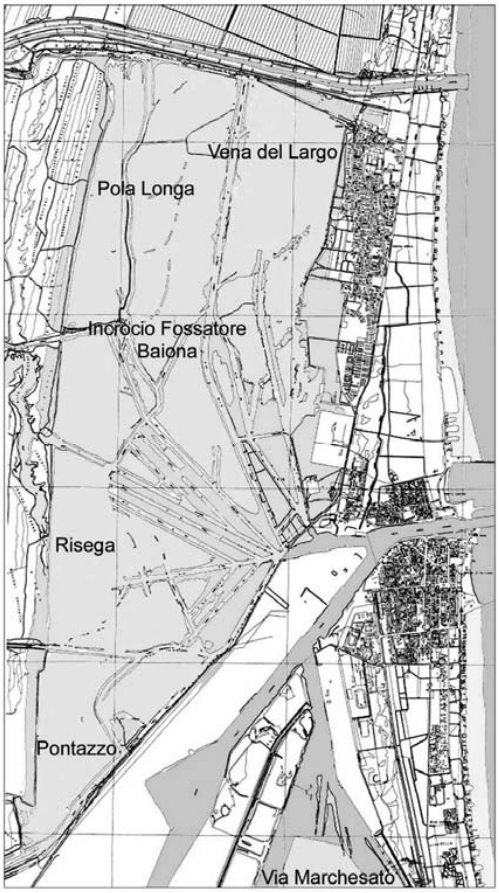



Fig. 1 - Ubicazione dei punti di prelievo nelle aree di transizione (Pialassa Baiona e Pialassa Piomboni).

*Displacement of sampling sites in brackish areas (Pialassa Baiona and Pialassa Piomboni).*

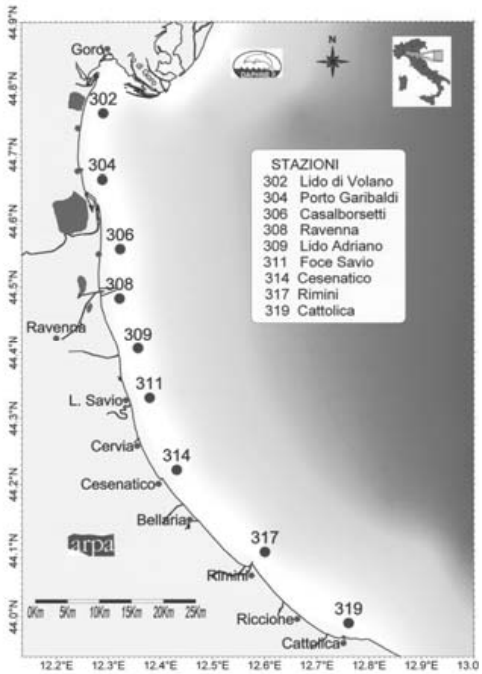



Fig. 2 - Ubicazione e codifica dei punti di prelievo dei sedimenti marini a 3 Km dalla costa.

*Displacement and identification of sampling sites of marine sediments samples at 3 Km offshore.*

Il test algale con *Dunaliella tertiolecta* è stato utilizzato applicando il protocollo proposto dall'ARPAT-CEDIF modificato (Sbrilli *et al.,* 2000), analizzando l'elutriato.

Nel test di spermiotossicità con l'echinoide *Paracentrotus lividus* si è operato sull'elutriato seguendo il protocollo ASTM modificato (ASTM, 1995).

La determinazione dei metalli è stata effettuata seguendo il metodo IRSA-CNR riportato nel Quaderno 64, che prevede la determinazione dei singoli analiti in Assorbimento Atomico previa mineralizzazione.

Per l'analisi dei composti organostannici (espressi come Tributilstagno - TBT) è stata utilizzata la metodica ICRAM modificata, con determinazione in Assorbimento Atomico su fornetto di grafite.

Gli Idrocarburi Policiclici Aromatici sono stati determinati seguendo il metodo IRSA 24/b, i Poli Cloro Bifenili secondo il metodo IRSA-CNR riportato nel Quaderno 64; i pesticidi sono stati determinati seguendo un metodo interno validato che prevede una estrazione con solvente, una purificazione e la determinazione in gascromatografia/spettrometria di massa.

Per l'analisi statistica dei dati si è utilizzato il programma *Statistica 7.0.*

## Risultati

I campioni di sedimento provenienti dalle stazioni situate nelle aree di transizione, oltre ad essere sottoposte ai test ecotossicologici, sono stati caratterizzati chimicamente in maniera piuttosto completa.

Tab. 1 - Risultati dei test ecotossicologici e delle analisi chimiche dei campioni di sedimento provenienti dalle zone di transizione.

*Ecotoxicological and chemical results of sediment samples from brackish areas.*

| Punti di prelievo | TU Elutr. Dun. | TU Acq. Int. Vibrio | STI | TU Riccio elutr. | % pelite | TOC | Cr tot mg/kg | Hg tot mg/kg | Ni tot mg/kg | Cu tot mg/kg |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Pontazzo Baiona | 4,9 | 1,6 | 9,3 | 5,5 | 49 | 3 | 59 | 3 | 50 | 28 |
| Risega Baiona | 10,2 | 6,8 | 10,2 | 14,3 | 57 | 4 | 106 | 22 | 60 | 65 |
| Incr. Fossatone Baiona | 3,9 | 13,6 | 40,4 | 6,3 | 41 | 1 | 49 | 2 | 54 | 21 |
| Pola Longa Baiona | 3,9 | 9,2 | 7,4 | 6,7 | 77 | 2 | 65 | 2 | 62 | 34 |
| Vena del Largo Baiona | 17,3 | 67,6 | 7,5 | 20,0 | 73 | 3 | 63 | 2 | 55 | 36 |
| Via del Marchesato Piomboni | 8,7 | 1,4 | 9,3 | 5,9 | 45 | 4 | 49 | 1 | 48 | 80 |
| Ortazzo Fosso Ghiaia | 3,3 | 0,0 | 38,9 | 3,8 | 11 | 1 | 16 | 0,13 | 24 | 8 |

| Punti di prelievo | Zn tot mg/kg | Pb tot mg/kg | As tot mg/kg | Cd tot mg/kg | Somma metalli | TBT mg/kg | Somma IPA mg/kg | Somma PCB µg/kg | Somma pesticidi mg/kg |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Pontazzo Baiona | 157 | 31 | 8,05 | 0,16 | 335,8 | <0,04 | 14,2 | 1177,78 | 0,01 |
| Risega Baiona | 386 | 54 | 10,4 | 0,63 | 704 | <0,04 | | | |
| Incr. Fossatone Baiona | 84 | 23 | 7,25 | 0,09 | 240,00 | <0,04 | 0,68 | 29,84 | <0,01 |
| Pola Longa Baiona | 142 | 33 | 7,1 | 0,16 | 345,70 | 0,05 | 0,03 | 2,73 | <0,01 |
| Vena del Largo Baiona | 125 | 31 | 3,5 | 0,15 | 315,84 | <0,04 | 1,57 | 35,27 | <0,01 |
| Via del Marchesato Piomboni | 261 | 71 | 9,9 | 0,16 | 520 | 0,9 | 1 | 60,15 | <0,01 |
| Ortazzo Fosso Ghiaia | 32 | 21 | 3,3 | 0,05 | 104 | <0,04 | 0,01 | 0,73 | <0,01 |

I test tossicologici condotti sulle varie frazioni indicano per tutte le specie-test una tossicità elevata; tali risultati possono essere giustificati da un quadro chimico generale caratteristico di ambienti compromessi (Tab. 1).

In particolare si evince che la concentrazione dei metalli analizzati è spesso al di sopra dei livelli chimici ipotizzabili come naturali o di riferimento (Pellegrini *et al.,* 2002); in particolare Hg e Zn sono presenti talvolta in concentrazioni elevate. Analoghe considerazione possono essere effettuate sulle concentrazioni rilevate di Idrocarburi Policiclici Aromatici e Policlorobifenili.

La determinazione di pesticidi e composti organostannici non fornisce invece informazioni significative in quanto le concentrazioni rilevate risultano sempre inferiori o prossime al limite di rilevabilità.

Fa eccezione la concentrazione di composti organostannici (espressi come Tributilstagno - TBT) nella stazione situata presso Via del Marchesato-Piomboni dove il valore rilevato risulta significativamente superiore.

Questi dati chimici, indicatori di un ambiente degradato, sono giustificabili con la presenza di un insediamento chimico di notevole importanza che nel passato ha scaricato nell'area in esame residui inquinanti contenenti, tra gli altri, metalli pesanti (Miserocchi *et al.*, 1994).

I dati di tossicità ottenuti dall'analisi dei sedimenti marini forniscono risultati interessanti per la concomitante presenza di tossicità in frazioni differenti dei campioni evidenziata dagli organismi test; dal momento che i dati chimici disponibili sono limitati, non si possono effettuare considerazioni sulla natura dei casi di tossicità rilevati con il test algale e con i batteri bioluminescenti (Tab. 2).

Tab. 2 - Risultati dei test ecotossicologici relativi ai campioni di sedimento provenienti dalle stazioni marino costiere.
*Ecotoxicological results of sediment samples coming from marine areas.*

| | Dunaliella | Microtox | | | Paracentrotus |
|---|---|---|---|---|---|
| **Stazioni** | **UT** | **EC50/UT (30 min) Acqua interst.** | **STI** | **Tossicità** | **UT** |
| **302** | <1 | >90% | 0,23 | Assente | <1.1 |
| **304** | 4,7 | 66.52/1.5 | 0,733 | Assente | <1.1 |
| **306** | <1 | >90% | 1,89 | Lieve | <1.1 |
| **308** | <1 | >90% | 0,982 | Assente | <1.1 |
| **309** | 12,5 | >90% | 0,441 | Assente | <1.1 |
| **311** | 5,3 | >90% | 2,589 | Lieve | <1.1 |
| **314** | 2,4 | >90% | 0,171 | Assente | <1.1 |
| **317** | 3,8 | >90% | 2,492 | Lieve | <1.1 |
| **319** | <1 | >90% | 0,44 | Assente | <1.1 |

Gli organismi test hanno mostrato una differente sensibilità ai tossici presenti nelle diverse frazioni di sedimento, giustificando così la validità dell'utilizzo di una batteria di test nella determinazione della tossicità.

## Conclusioni

L'analisi statistica dei risultati ottenuti indica una alta correlazione positiva tra il test sull'elutriato con *Dunaliella tertiolecta* e quello con il *Vibrio fischeri* sull'acqua interstiziale ($p<0.05$).

Si sono rilevate correlazioni negative tra STI e TOC e tra STI ed alcuni metalli (Cr, Zn e Cd) e correlazioni positive tra pelite e Cr, Hg, Ni e Cd (p tra 0.05 e 0.1).

Queste correlazioni sono spiegabili probabilmente con la diversa natura dei composti cui i metalli sono legati/complessati; alcuni di essi (ad es. Zn) sono maggiormente rilevabili nella frazione liquida (Miserocchi *et al.*, 1994), mentre altri quali il Hg sono legati in misura maggiore alla frazione solida del sedimento.

I risultati ottenuti non mostrano una correlazione tra i livelli di tossicità rilevati e la contaminazione chimica (Fig. 3) sottolineando la necessità di valutazioni più approfondite.

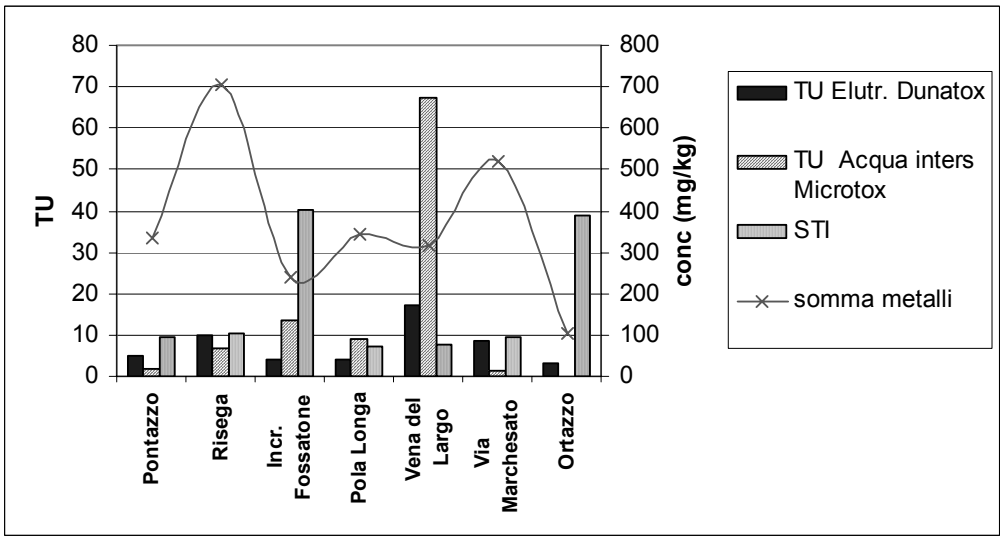



Fig. 3 - Confronto tra i risultati dei test ecotossicologici e la concentrazione totale dei metalli nei sedimenti provenienti dalle zone di transizione.

*Ecotoxicological results and total metal concentrations in sediments from brackish areas.*

E' necessario effettuare la ricerca delle cause che possono spiegare le apparenti anomalie che talvolta si sono rilevate; si può ipotizzare che, come prevedibile, i test ecotossicologici siano in grado di integrare l'azione dei diversi contaminanti che seppur presenti in concentrazioni non eccessive svolgono un effetto sinergico a livello tossico; studi più approfonditi riguardanti la biodisponibilità e gli effetti della matrice sui contaminanti sono comunque necessari per una corretta interpretazione dei risultati.

La capacità discriminativa tra gli ambienti salmastri degradati e quelli marini relativamente poco contaminati depone a favore di una buona capacità di screening dei test ecotossicologici, che possono essere così utilizzati per effettuare campagne conoscitive; è comunque necessaria la definizione di criteri per l'attribuzione di un giudizio di qualità complessivo.

**Bibliografia**

ASTM (1995) - Standard guide for conducting static acute toxicity tests with echinoid embryos. *American Standard testing Materials*, E 1563-95: 1029-1046.

IRSA-CNR (1983) – *Metodi analitici per i fanghi.* Quaderni IRSA, **64**.

MISEROCCHI S., LANGONE L., GUERZONI S. (1994) - The fate of Hg-contaminated sediments of the Ravenna lagoon (Italy): final burial or potential remobilization. *Water Sci. Technol.*, **28**: 349-358.

ONORATI F., PELLEGRINI D., AUSILI A. (1999) - Valutazione della tossicità naturale nel saggio Microtox® in fase solida: la normalizzazione pelitica. *Acqua & Aria,* **6**: 83-91.

PELLEGRINI D., ONORATI F., VIRNO LAMBERTI C., MERICO G., GABELLINI M., AUSILI A. (2002) - *Aspetti tecnico-scientifici per la salvaguardia ambientale nelle attività di movimentazione dei fondali marini: dragaggi portuali.* Quaderni ICRAM, **1**: 201 pp.

SBRILLI G., BRILLI L., MILANI S. (2000) - La metodologia di saggio algale nel monitoraggio marino costiero e nella classificazione delle acque marine. *Biologi Italiani*, **6**: 45-51.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 318-321

M. Cruscanti, L. Aguzzi*, S. Nocciolini, J. Caldarini*, S. Calvanella*

Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana, Area per la Tutela dell'Ambiente Marino, Lagunare, Lacustre, Costiero e dell'Ittiofauna "Mare",
Via Adige, 12 Loc. Montegemoli - 57025 Piombino (LI), Italia.
*Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Lazio, Italia.

# COMPOSIZIONE E DISTRIBUZIONE DEL GENERE *ACARTIA* (COPEPODA, CALANOIDA) NEL TIRRENO CENTRO-SETTENTRIONALE. DATI PRELIMINARI

## *COMPOSITION AND DISTRIBUTION OF THE GENUS* ACARTIA *(COPEPODA, CALANOIDA) IN NORTH-CENTRAL TYRRENNIAN SEA. PRELIMINARY DATA*

***Abstract***

*Preliminary data on spatio-temporal distribution of 9* Acartia *species recorded along the Tyrrhenian coasts are presented. A wide temporal distribution was observed for the whole genus with maximal abundances occurring in the late winter-spring period.* A. clausi *dominated the Copepod assemblage throughout the sampling period June 2002-March 2003). This genus accounted, on average, for the 22% (Latium) and 7% (Tuscany) of total Copepods.*

***Key-words:*** *zooplankton, coastal waters,* Acartia*, Mediterranean Sea.*

## Introduzione

Il "Programma di monitoraggio per il controllo dell'ambiente marino-costiero (triennio 2001-2003)", promosso dal Servizio Difesa Mare del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, ai sensi della legge 979/82, prevede, per la prima volta, lo studio quali-quantitativo del mesozooplancton di acque marine costiere.

La componente principale della comunità zooplanctonica è rappresentata dai Copepodi e particolarmente interessante risulta il genere *Acartia* (Dana, 1846), uno dei più comuni ed abbondanti tra i Copepodi Calanoidi dell'oloplancton neritico. Le specie appartenenti a tale genere hanno diversa valenza ecologica: alcune sono indicatrici di acque tipicamente marine, altre identificano origini estuarine (Crisafi e Crescenti, 1972). Inoltre, in ambienti caratterizzati da valori trofici elevati ed in condizioni stagionali favorevoli, alcune specie come *Acartia clausi*, considerata una delle specie chiave del popolamento mesozooplanctonico di ambienti costieri (Mazzocchi e Ribera d'Alcalà, 1995; Puddu *et al*., 1983), possono raggiungere abbondanze molto elevate. In questo studio preliminare, nell'attesa di riunire un più ampio set di dati, viene presentata la distribuzione spazio-temporale del genere *Acartia* nel periodo che va da giugno 2002 a marzo 2003.

## Materiali e metodi

Gli organismi mesozooplanctonici sono stati raccolti mediante pescate oblique, utilizzando una rete standard WP2 (∅ 57 cm, lunghezza totale 260 cm) con un vuoto di maglia di 200 µm, munita di flussometro (Metodologie analitiche di riferimento ICRAM ANPA, 2002). Il campionamento è stato effettuato, con cadenza quindicinale e, per quanto possibile, sempre alla stessa ora antimeridiana, in 10 stazioni lungo le

coste delle regioni Lazio e Toscana, ubicate in aree definite critiche sulla base dei risultati di precedenti programmi di monitoraggio (Di Girolamo, 2003). Le stazioni sono state posizionate a circa 500 metri dalla costa su un fondale di circa 5 metri. Ulteriori 2 stazioni sono state collocate presso l'Isola d'Elba (Toscana) e Zannone (Lazio), in ambienti scarsamente sottoposti ad impatti antropici e con caratteristiche di aree di mare aperto (Fig. 1).

Fig. 1 - Mappa delle stazioni.
*Map of the zooplankton stations.*

## Risultati e conclusioni

Lungo le coste laziali il 22% dei Copepodi, rilevati durante l'intero periodo di campionamento, è costituito dal genere *Acartia*, presente con 9 specie (Tab. 1). Localmente *Acartia* domina il popolamento a Copepodi e, in alcuni casi, raggiunge abbondanze particolarmente elevate: nella stazione di Marta, nella prima metà di marzo, costituisce il 69% dei Copepodi totali. L'abbondanza di *Acartia* aumenta a partire dal mese di gennaio, quando viene registrato il valore più elevato (426 ind/m$^3$), si mantiene su valori considerevoli anche in febbraio (170 ind/m$^3$) e marzo (268 ind/m$^3$) mentre diminuisce nei mesi estivi ed autunnali (47 ind/m$^3$ in ottobre). Le densità sono principalmente a carico dei copepoditi e la specie più rappresentata è *A. clausi* (54% sul totale delle specie adulte) seguita da *A. discaudata* var. *mediterranea* (40%). Le abbondanze medie più elevate vengono raggiunte nella stazione costiera di Fiumicino (238 ind/m$^3$), mentre a Zannone il genere, rappresentato principalmente da *A. negligens* (3,5 ind/m$^3$ in dicembre), è presente con valori esigui (4 ind/m$^3$).

Tab. 1 - Abbondanze: Valori medi (ind/m$^3$).
*Abundances: mean values (ind/m$^3$).*

| | LAZIO | | | | | | TOSCANA | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | MARTA | LADISPOLI | FIUMICINO | RIO MARTINO | MONTE D'ARGENTO | ZANNONE | FIUME MORTO | ANTIGNANO | MARINA DI CASTAGNETO | CARBONIFERA | ELBA | FOCE OMBRONE |
| **Acartiidae copepoditi indet** | **182,8** | **171,3** | **220,6** | **70,8** | **81,0** | **2,8** | **213,2** | **45,25** | **39,6** | **50,8** | **11,8** | **6,7** |
| ***Acartia italica* Steuer, 1910** | **0,1** | **0,0** | **0,0** | **0,3** | **0,0** | **0,0** | **0,0-** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,0** |
| ***Acartia clausi* Giesbrecht, 1889** | **13,6** | **14,2** | **10,2** | **18,8** | **12,3** | **0,3** | **27,4** | **21,8** | **20,5** | **29,3** | **2,8** | **6,0** |
| ***Acartia danae* Giesbrecht, 1889** | **0,1** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,2** | **0,0** | **-0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,0** |
| ***Acartia discaudata mediterranea* Steuer. 1929** | **4,3** | **14,1** | **6,3** | **16,7** | **11,0** | **0,2** | **7,6** | **0,8** | **1,0** | **0,5** | **0,0** | **0,0** |
| ***Acartia negligens* Dana, 1849** | **0,2** | **0,0** | **0,0** | **0,1** | **0,1** | **0,7** | **0,1** | **1,8** | **1,4** | **2,0** | **2,1** | **2,1** |
| ***Acartia margalefi*, Alcaraz, 1976** | **0,2** | **0,1** | **0,4** | **1,9** | **0,8** | **0,1** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **11,5** | **0,1** |
| ***Paracartia grani* Sars, 1904** | **0,2** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,2** | **0,0** | **0,0** | **0,2** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,0** |
| ***Paracartia latisetosa* Kriczagin, 1873** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,3** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,0** |
| ***Pteriacartia josephinae* Crisafi, 1974** | **0,5** | **0,1** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,0** | **0,4** | **14,4** | **0,2** | **0,1** |
| **Copepodi totali** | **805,7** | **561,2** | **732,6** | **761,5** | **834,4** | **237,8** | **844,5** | **1379,4** | **1440,0** | **1827,9** | **470,4** | **1125,9** |

Nelle acque toscane il genere *Acartia* rappresenta, nel periodo considerato, il 7% dei Copepodi totali e raggiunge le abbondanze più elevate tra la fine dell'inverno e la primavera, con un valore massimo nel mese di marzo (416 ind/m$^3$). La distribuzione temporale conferma la stagionalità primaverile del genere *Acartia* già descritta in letteratura per il mare toscano (Fonda Umani *et al.,* 1993). L'abbondanza è sostenuta principalmente dai copepoditi (350 ind/m$^3$ in marzo). La specie più abbondante e più frequentemente rappresentata è *A. clausi*, con un valore medio di 107 ind/m$^3$; *A. discaudata* var. *mediterranea* e *A. negligens* sono frequenti ma molto meno abbondanti; sporadica risulta la presenza di altre specie. Nonostante i limiti derivanti dai valori molto bassi rilevati, le abbondanze di *A. clausi* e *A. negligens* sembrano complementari: ai valori massimi dell'una corrispondono i minimi dell'altra. *A. negligens* raggiunge l'abbondanza più elevata in dicembre con 6 ind/m$^3$ e, nello stesso periodo, *A. clausi* tocca il valore minimo di 2 ind/m$^3$. Da notare il picco di abbondanza di *Pteriacartia josephinae* (276 ind/m$^3$) registrato nella stazione di Carbonifera nell'agosto 2002. Ulteriore considerazione riguarda la presenza di *A. margalefi,* descritta in letteratura come specie tipica di acque lagunari o comunque salmastre (Alcaraz, 1976), nella stazione di Elba Nord. Nelle acque del Lazio questa specie è frequente e particolarmente abbondante nelle stazioni più costiere mentre lungo le coste toscane non viene rilevata mentre nella sola stazione di Elba Nord è frequente e sporadicamente abbondante. Tale stazione non presenta apporti di acqua dolce di rilievo né impor-

tanti influenze antropiche tanto da venir considerata come zona di riferimento per il programma di monitoraggio marino costiero. *A. margalefi* è presente nella stazione Elba Nord per tutto l'anno ad esclusione dei mesi invernali. Le abbondanze più elevate raggiungono 202 ind/m$^3$ (settembre 2002) ed il valore medio è pari a 11 ind/m$^3$ (periodo giugno 2002-marzo 2003).

Questa preliminare analisi delle distribuzioni spazio-temporali del genere *Acartia* consente di rilevare la costante presenza del genere nelle acque costiere, tipicamente sottoposte a disturbo di origine antropica e, in particolare, mette in risalto come *A. clausi* sia la specie più rappresentata. Risulta oltremodo interessante l'identificazione, non sempre sporadica, di ulteriori 8 specie di *Acartia*, la cui distribuzione potrà essere analizzata ed approfondita in maniera più completa con l'acquisizione di un più ampio set di dati, che si renderanno disponibili nei mesi a venire con la prosecuzione del programma di monitoraggio marino costiero.

**Bibliografia**

ALCARAZ M. (1976) - Description of *Acartia margalefi*, a new species of pelagic copepod, and its relationship with *A. clause*. *Investigacion Pesquera*, Barcelona, **40** (1): 59-74.

CRISAFI P., CRESCENTI M. (1972) - Comportamento, morfologia, sviluppo, misure, confronti e revisione di 8 specie della famiglia Acartidae incontrate in acque marine inquinate soprattutto da scarichi industriali. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.,* **27** (2): 221-254.

DI GIROLAMO I. (2003) - Il programma di monitoraggio per il controllo degli ambienti marino-costieri italiani del Ministaro dell'Ambiente. *Annali dell'Istituto Superiore di Sanità,* **39** (1): 105-109.

FONDA UMANI S., DE OLAZABAL A., ORLANDI C. (1993) - Distribuzione dei popolamenti mesozooplanctonici nell'arcipelago toscano. In: Nuccio C. (ed), *Progetto Mare*, Regione Toscana-Università degli Studi di Firenze, Firenze: 261-271.

ICRAM, ANPA (2001) - Programma di monitoraggio per il controllo dell'ambiente-marino costiero (triennio 2001-2003). Metodologie analitiche di riferimento. Ministero dell'Ambiente e del territorio, Servizio Difesa Mare.

MAZZOCCHI M.G., RIBERA D'ALCALA' M. (1995) - Reccurrent patterns in zooplankton structure and succession in a variable coastal environment. ICES *J. Mar. Sci.*, **52**: 679-691.

PUDDU A., LOMBARDI F., SEQUI R. (1983) - Distribuzione ed evoluzione delle comunità planctoniche". *Quad. Ist. Ric. Acque* (IRSA), **66**: 169-199.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 322-325

S. Ferrari, A.M. De Biasi, L. Pacciardi, G. Fabi[1], M. Puletti[2]

Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata - CIBM,
V.le N. Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italia.
[1]IRPEM-CNR, Ancona, Italia.
[2] AGIP SRAV Spa, Marina di Ravenna, Ravenna, Italia.

# IMPIEGO DEL BIOINDICATORE *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* PER LA VALUTAZIONE DEI LIVELLI DI METALLI PESANTI NEI PRESSI DI UNA PIATTAFORMA DI ESTRAZIONE DI GAS-METANO

# *USE OF THE BIOINDICATOR* MYTILUS GALLOPROVINCIALIS *IN THE EVALUATION OF HEAVY METAL CONCENTRATIONS NEAR A GAS-PLATFORM*

***Abstract***

*The mussel* Mytilus galloprovincialis *was used as a bioindicator in the monitoring of a marine area near a gas-platform. Variations in heavy metal concentrations have been observed during the study period. These differences have been attributed to the influence of gonadal development. However, heavy metal levels do not differ significantly from that ones generally found along the Italian coasts.*

***Key-words:*** *heavy metals,* Mytilus galloprovincialis*, drilling platforms, Adriatic Sea.*

## Introduzione

Il mitilo è notoriamente un ottimo bioindicatore per quantificare la biodisponibilità dei contaminanti presenti nell'ecosistema marino (Whitfield, 2001). Lo scopo del seguente lavoro è la determinazione delle concentrazioni dei metalli in traccia nei tessuti molli di *Mytilus galloprovincialis* prelevati dai *jakets* della piattaforma gas-metano Annalisa per valutare il loro bioaccumulo nel tempo ed il grado di contaminazione dell'area. Abbiamo, inoltre, ricercato eventuali differenze relazionabili alla stagionalità, alla classe di taglia e alla distanza dall'anodo di sacrificio.

## Materiali e metodi

L'indagine è stata condotta a circa 35 km al largo di Cattolica (Mar Adriatico Centrale) in corrispondenza della piattaforma Annalisa (44°10'13"N, 13°06'49"E) situata a 54 m di profondità. I mitili (*Mytilus galloprovincialis*) sono stati prelevati su due *jackets* della piattaforma posti rispettivamente in prossimità (circa 0,5 m) dell'anodo di sacrificio (VA) e a circa 6 m di distanza dal medesimo (LA). Il campionamento è stato così concepito per rilevare eventuali effetti dell'anodo (struttura metallica deputata alla protezione delle parti sommerse dalle correnti galvaniche) a seguito del rilascio di metalli pesanti (Mauri *et al.*, 1998; Ferrari *et al.*, 2002; Ferrari *et al.*, 2003). I prelievi sono stati effettuati nel 2000 e nel 2001. Come noto il ciclo riproduttivo dei mitili influenza l'accumulo dei metalli negli organismi, pertanto i campionamenti sono stati condotti sia in inverno (marzo) che in estate (settembre), ossia durante due specifici momenti riproduttivi di questa specie (Regoli e Orlando, 1994). Le determinazioni di Cd, Cr, Cu, Hg, Pb e Zn nei campioni di bivalvi (tre repliche, deviazione standard sempre inferiore al 10%) selezionati secondo due classi di taglia, 4-5 e >5 cm, sono state eseguite mediante ICP OES (inductively couplet

plasma optical emission spectrometer), AASGF (graphite fornace atomic absorbition spectrometry) e CVAAS (cold vapour atomic absorbition spectrometry). L'accuratezza è stata verificata impiegando il materiale standard di riferimento CRM 278 R (Community Bureau of Reference) Mussel Tissue (recupero percentuale 95%-103%). I dati sono stati rielaborati tramite tecniche multivariate attraverso l'uso dell'Analisi delle Componenti Principali (PCA).

## Risultati

I primi due assi estratti dalla PCA spiegano il 76,5% della varianza totale. Nel piano (Fig. 1) si individuano tre raggruppamenti. Il primo asse separa i due campionamenti estivi, mentre il secondo contrappone quelli invernali a quelli estivi. Non risultano mai distinguibili le classi di taglia o i siti di campionamento (VA, LA), per questo abbiamo ritenuto opportuno riportare nei grafici le concentrazioni come valori medi per campionamento. Cadmio, piombo e rame spiegano la maggior parte della varianza associata al primo asse, zinco e cromo quella associata al secondo.

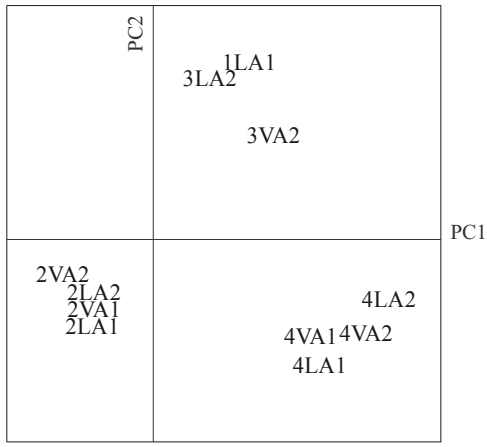



Fig. 1 - Piano bidimensionale (I° e II° asse) ottenuto dall'analisi delle componenti principali (PCA). Etichette: primo numero (data di campionamento): 1 = inverno '00, 2 = estate '00, 3 = inverno '01, 4 = estate '01; LA = lontano dall'anodo, VA = vicino all'anodo; ultimo numero (classe di taglia): 1 = 4-5 cm; 2 = >5 cm.

*Bidimensional plot from PCA. Labels: the first number (sampling date): 1 = winter '00, 2 = summer '00, 3 = winter '01, 4 = summer '01; LA = far from anod, VA = near anod; the last number (shell length): 1 = 4-5 cm; 2 = >5 cm.*

Infatti, le concentrazioni di cadmio, piombo e rame differiscono nei due campionamenti estivi del 2000 e 2001, contrariamente a quanto osservato per il periodo invernale. Per zinco e cromo sono emerse delle differenze tra le due campagne di uno stesso anno (Fig. 2).

Gli andamenti nel tempo di tutti i metalli considerati risultano molto variabili e non seguono un trend comune. Tuttavia, le anomalie riscontrate sono sempre emerse nel primo anno, con l'eccezione del Pb che subisce un elevato incremento nell'ultima

data di campionamento (Tab. 1). La concentrazione del Cr risulta elevata nel marzo 2000 (3,56 ppm s.s.).

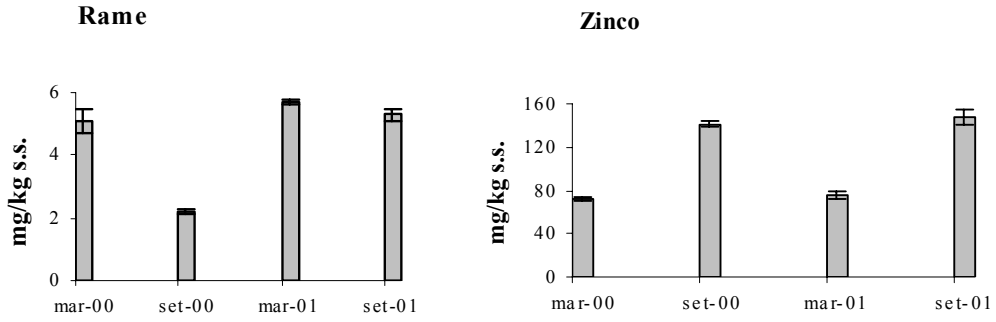



Fig. 2 - Concentrazioni medie (±ES) di Cu e Zn determinate nei due anni di studio.
*Mean concentrations (±SE) of Cu and Zn in the two-year study.*

Tab. 1 - Valori di concentrazione medi (± ES) dei metalli (mg/kg s.s.) nell'arco dei due anni di indagine.
*Mean (± SE) concentrations of heavy metals (mg/kg s.s.) over two years.*

| Anno | Stagione | Cd | Cr | Cu | Hg | Pb | Zn |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 2000 | Inverno | 1,28±0,02 | 3,56±0,49 | 5,08±0,35 | 0,08±0,01 | 0,70±0,22 | 72,00±1,15 |
| | Estate | 1,51±0,02 | 0,97±0,08 | 2,21±0,08 | 0,09±0,01 | 0,17±0,01 | 141,32±2,24 |
| 2001 | Inverno | 0,96±0,04 | 0,95±0,03 | 5,69±0,09 | 0,12±0,01 | 0,38±0,02 | 75,56±3,77 |
| | Estate | 1,02±0,05 | 0,75±0,05 | 5,29±0,17 | 0,06±0,01 | 1,07±0,09 | 147,61±7,34 |

## Conclusioni

I risultati del presente lavoro mostrano una scarsa influenza della piattaforma sull'area marina circostante, con anomalie che, come osservato per altre piattaforme (Ferrari *et al.,* 2002), risultano attenuarsi nel tempo. Le concentrazioni rilevate sono sempre paragonabili o inferiori a quelle riportate in letteratura per le aree a scarso impatto antropico (Storelli *et al.*, 2000). Inoltre non si rilevano differenze significative né tra i siti di studio né tra le classi di taglia (Bargagli *et al.,* 1985). Sono state, invece, rilevate evidenti differenze intra e inter stagionali, sebbene, diversamente da altri autori, le concentrazioni dei diversi metalli non mostrino andamenti comuni (Regoli e Orlando, 1994). Le differenze osservate, più che alla piattaforma, sono riconducibili alle date di campionamento che coincidono con due fasi ben distinte del ciclo biologico dei mitili. Il campionamento invernale cade nella fase di riposo sessuale e quello estivo in quella di fine sviluppo delle gonadi-inizio emissione dei gameti (Regoli e Orlando, 1994). Le differenze inter-stagionali sono attribuibili al maggiore sviluppo delle gonadi in settembre. Le variazioni intra-stagionali, limitate ai

campionamenti estivi, sono imputabili, invece, all'elevata variabilità della grandezza delle gonadi in questo periodo. E' noto, infatti, che l'emissione dipende da diversi fattori ambientali (pH, temperatura ecc.) e che non tutti i mitili emettono contemporaneamente (Regoli e Orlando, 1994; Valli, 1971). In conclusione si può ipotizzare che al di là delle variazioni osservate nella concentrazione dei metalli nei mitili, l'impatto della piattaforma, su questa componente biologica, è limitato nel tempo e che il biota tende ad un naturale recupero.

**Bibliografia**

BARGAGLI R., BALDI F., LEONZIO C. (1985) - Trace metal assessment in sediment, molluscs and reed leaves in the Bay of Follonica (Italy). *Mar. Environ. Res.,* **16**: 281-300.

FERRARI S., DE BIASI A.M., FABI G., CEFFA L. (2002) - Metalli in sedimenti ed organismi marini in prossimità di una piattaforma gas-metano posta nel Mar Adriatico Centrale. *Atti Soc. Tosc. Sc. Nat., Serie B*, Mem., **109**: 105-110.

FERRARI S., DE BIASI A.M., PACCIARDI L., FABI G., CEFFA L. (2003) - Bioaccumulo dei metalli in tracce in *Mytilus galloprovincialis* prelevati dai jackets di una piattaforma gas-metano. *Atti Ass. Ital. Oceanol. Limnol.*, **16**: 115-120.

MAURI M., POLIMENI R., MODICA A., FERRARO M. (1998) - Heavy metal bioaccumulation associated with drilling and production activities in middle Adriatic Sea. *Fresenius Envir. Bull.*, **7**: 60-70.

REGOLI F., ORLANDO E. (1994) - Seasonal variation of trace metal concentrations in the digestive gland of the mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis*: comparison between a polluted and a non-polluted site. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **27**: 36-43.

STORELLI M.M., STORELLI A., MARCOTRIGIANO G.O. (2000) - Heavy metals in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from the Ionian sea, Italy. *Food Protect.*, **63** (2): 273-276.

VALLI G. (1971) - Ciclo di maturità sessuale in *Mytilus galloprovincialis* Lam. di Duino (Trieste). *Boll. Pesca Pisc. Idrobiol.*, **26**: 259-264.

WHITFIELD J. (2001) - Vital signs. *Nature*, **411**: 989-990.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 326-329

S. Ferrari, S. Macchia[1], F. Mela[1], N. Bigongiari, D. Pellegrini[1], A. Vannucci[2]

Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata - CIBM,
Viale N. Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italia.
[1]ICRAM, Roma, Italia.
[2]Aplysia, Livorno, Italia.

# METALLI IN TRACCE IN *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS:* STUDIO PRECEDENTE LE ATTIVITÀ DI DRAGAGGIO NEL PORTO DI LIVORNO

# *HEAVY METALS IN* MYTILUS GALLOPROVINCIALIS: *STUDIES CARRIED OUT BEFORE THE DREDGING ACTIVITIES IN LIVORNO HARBOUR*

***Abstract***

*In Livorno harbour, a CDF (confined disposal facilities) was built for storing harbour dredged materials. The aim of this study is the evaluation of heavy metal contamination in the sourronding marine area before the discharge in CDF. This study was carried out using* Mytilus galloprovincialis*. Metal concentrations resulted low, except for Cr, Pb and Zn levels in the last sampling. Hg and Cd, the most environmentally toxic metals, showed low concentrations.Cr and Zn resulted widely present all over the study area.*

***Key-words:*** *heavy metals,* Mytilus galloprovincialis*, Livorno harbour, bioaccumulation.*

## Introduzione

La specie *Mytilus galloprovincialis* è ampiamente utilizzata nel monitoraggio della contaminazione chimica delle acque marine in programmi internazionali di mussel watch essendo ritenuta un bioindicatore efficiente e attendibile (Phillips, 1977; Whitfield, 2001). Nel Porto di Livorno è stata recentemente costruita una vasca di contenimento (CDF) da utilizzare come sito di immersione e stoccaggio dei materiali derivanti dal dragaggio del bacino portuale. Al fine di garantire la salvaguardia ambientale dell'intera area marina circostante la CDF e per effettuare controlli sulla qualità delle acque portuali e delle zone limitrofe, in relazione alle attività di dragaggio, è stato elaborato dall'ICRAM uno specifico Piano di Monitoraggio. Tale piano prevede, contestualmente ad altre attività, la stima della biodisponibità delle sostanze tossiche tramite mussel watch. Nel presente lavoro vengono riportati i risultati del bioaccumulo di alcuni metalli (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb e Zn) nel periodo antecedente l'inizio delle attività di sversamento nella CDF. Viste che le concentrazioni dei metalli variano con il ciclo biologico dei mitili, aumentando nel periodo di riposo sessuale, (Regoli e Orlando, 1994), sono state effettuate alcune campagne di indagine in periodi differenti dell'anno.

## Materiali e metodi

L'indagine è stata condotta nell'area marina riportata in Fig. 1 all'interno della quale sono state identificate dieci stazioni di campionamento localizzate rispettivamente all'ingresso Sud del porto (stazioni 1 e 2), all'esterno in direzione Ovest (st. 3), all'esterno in direzione Nord in prossimità della CDF (st. 4, 5 e 6), all'interno del porto (st. 7, 8 e 9) ed in un'area di riferimento non influenzata da attività portuali posta a Sud del porto (st. 10).

I campionamenti sono stati realizzati in giugno 2001 (campagna I), agosto 2001 (campagna II) e febbraio 2002 (campagna III) e hanno previsto la traslocazione ed il mantenimento dei mitili, provenienti dal sito di allevamento di La Spezia (T=0), nei 10 siti di indagine per un periodo di 4-6 settimane.

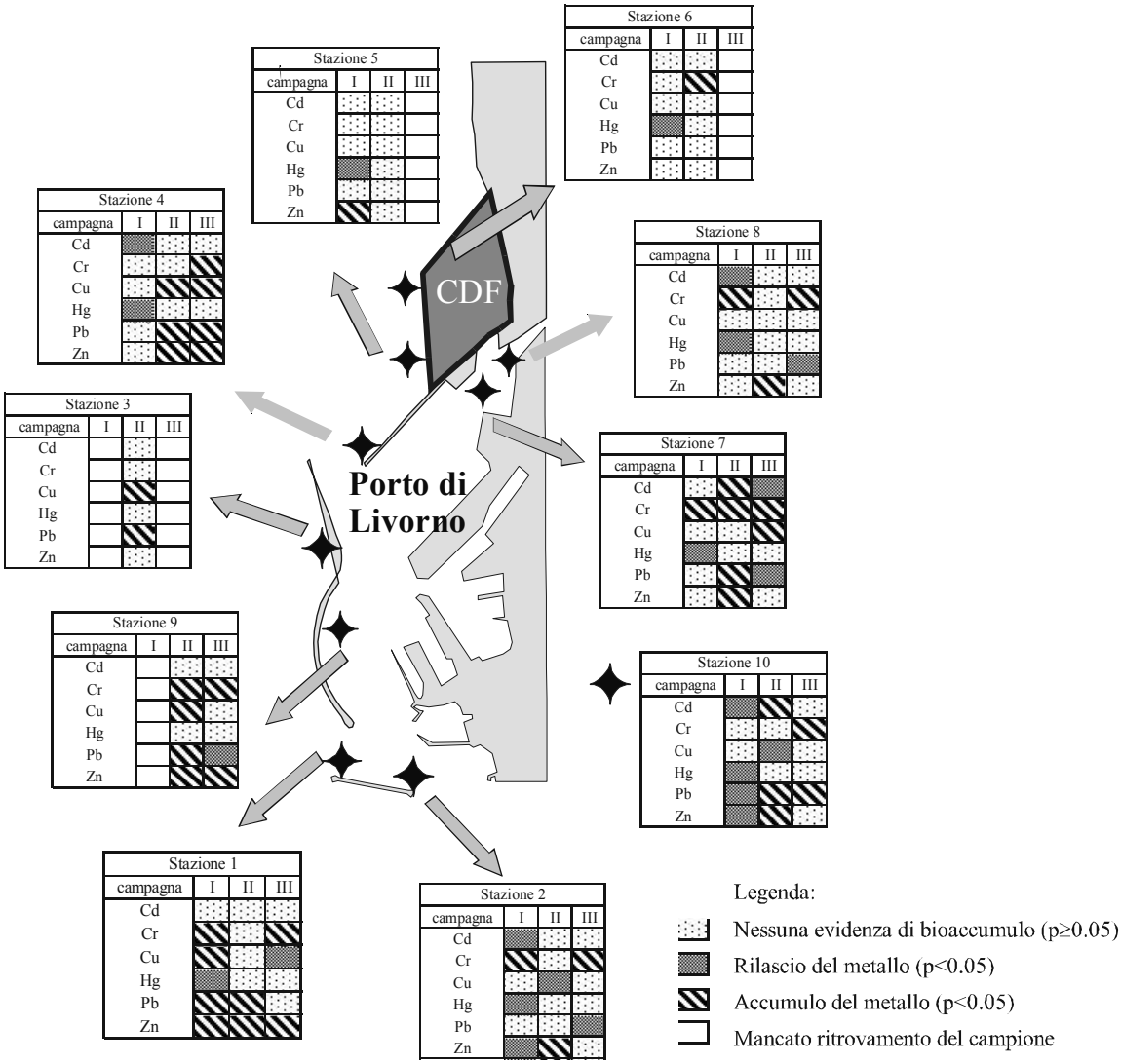



Fig. 1 - Area di studio e stazioni di campionamento. Ad ogni stazione è associata una tabella riassuntiva dei confronti statistici tra T=0 ed il valore misurato a fine test per ogni metallo in ognuna delle tre campagne (t-test, $p<0.05$).

*Study area and sampling stations. For each station a table with the summary of statistical comparisons between T=0 and the measured value at the end of the test (t-test, $p<0.05$) is reported.*

Le analisi sono state condotte su pool di circa 50 organismi di taglia 5-7 cm. Il campione è stato sminuzzato, essiccato e polverizzato. La mineralizzazione è stata eseguita mediante attacco con $HNO_3$ e $H_2O_2$ in sistema chiuso a microonde.

Le determinazioni dei metalli sono state eseguite mediante metodi spettrofotometrici: ad emissione atomica al plasma (ICP), ad assorbimento atomico in fornetto di grafite (AASGF) e, per il Hg, con sviluppo dei vapori freddi dopo la riduzione a Hg elementare mediante l'aggiunta di $SnCl_2$ (CVAAS). Per ogni campione sono state effettuate tre repliche. L'accuratezza delle procedure di digestione e di analisi dei campioni è stata verificata impiegando il materiale certificato di riferimento CRM 278 R Mussel Tissue (Community Bureau of Reference). La percentuale di recupero degli analiti era compresa tra il 93% ed il 102%. Le concentrazioni ritrovate a fine test sono state confrontate con quelle dei T=0 mediante t-test (livello di confidenza 95%).

## Risultati

I valori osservati per i T=0 sono risultati piuttosto variabili ma generalmente bassi e confrontabili con quelli ritrovati in letteratura per aree non particolarmente antropizzate (Storelli *et al*., 2000), con l'eccezione di Cr, Pb e Zn che nella campagna di febbraio sono risultati più alti. I valori di Cd (0,3-1 mg/kg s.s.) e Hg (0,05-0,3 mg/kg s.s.) risultano medio bassi in tutte le campagne e non evidenziano quasi mai fenomeni di accumulo statisticamente significativi nelle stazioni monitorate (Fig. 1). Per Cr e Zn si rileva un generalizzato e significativo incremento delle concentrazioni rispetto al T=0 in molte delle stazioni monitorate (1, 2, 4, 7, 8, 9), con valori di T=0 che, a seconda della stagione, variano tra 0,37 e 3,09 mg/kg s.s. per il Cr e tra 128,50 e 358,15 mg/kg s.s. per lo Zn e valori delle stazioni che oscillano tra 0,90 e 11,29 mg/kg s.s. per il Cr e tra 130,7 e 520,06 mg/kg s.s. per lo Zn. Nella campagna di febbraio per tutti i metalli si osservano le concentrazioni più elevate di tutto il periodo di studio. I valori di Cr, Pb e Zn risultano comunque più elevati (valori massimi determinati in febbraio: Cr 11,29; Pb 12,59; Zn 520,06 mg/kg s.s.) di quelli riportati in letteratura per il Mar Tirreno in riferimento allo stesso periodo del ciclo biologico (Regoli e Orlando, 1994). Analizzando i dati del t-test (Fig. 1) emerge che le stazioni dove il fenomeno di bioaccumulo è più frequente, e non limitato a Cr e Zn che mostrano una diffusione generalizzata, sono la 1, 4, 7 e 9. Al contrario non si osservano frequenti fenomeni di bioaccumulo nelle stazioni 2, 5 e 6.

## Conclusioni

L'impiego del *M. galloprovincialis* ha permesso la valutazione del grado di contaminazione da metalli nell'area del porto di Livorno circostante la CDF prima dello sversamento dei materiali dragati. Dai dati emerge che tra i metalli analizzati Cr e Zn sono generalmente presenti nell'area di studio (sia nelle zone interne che esterne al porto), al contrario di Hg e Cd, due dei metalli più tossici a livello ambientale, per i quali non emergono quasi mai fenomeni di bioaccumulo. Le stazioni che risultano più compromesse sono la 1, 4, 7 e 9 dove si evidenziano spesso fenomeni di bioaccumulo anche per Cu e Pb. Un dato da evidenziare al fine del monitoraggio è la scarsa contaminazione delle stazioni adiacenti al lato ovest della CDF (st. 5 e 6). Le maggiori concentrazioni riscontrate nella campagna di febbraio sono riconducibili alla fase del ciclo biologico dei mitili che, in questi mesi invernali, attraversano una

fase di riposo sessuale caratterizzata dal minor sviluppo degli organi riproduttivi e da un'elevata concentrazione dei metalli nei tessuti molli degli organismi. Per Cr, Pb e Zn i valori risultano comunque piuttosto elevati rispetto alla letteratura.

**Bibliografia**

PHILLIPS D.J. (1977) - Use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments – a review. *Environ. Poll.*, **13**: 281-317.

REGOLI F., ORLANDO E. (1994) - Seasonal variation of trace metal concentrations in the digestive gland of the mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis*: comparison beetween a polluted and a non-polluted site. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **27**: 36-43.

STORELLI M.M., STORELLI A., MARCOTRIGIANO G.O. (2000) - Heavy metals in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from the ionian sea, Italy. *Journal of Food Protection*, **63** (2): 273-276.

WHITFIELD J. (2001) - Vital signs. *Nature*, **411**: 989-990.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 330-333

S. Giuliani, S. Lera, L. Kozinkova*, S. De Ranieri*, D. Pellegrini

ICRAM - Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica e Tecnologia Applicata al Mare,
Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
*CIBM - Centro Interuniversitario di Biologia Marina, Viale N. Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italia.

# SENSIBILITÀ DEL SAGGIO DI FECONDAZIONE CON GAMETI DI *PARACENTROTUS LIVIDUS* (L.) AL VARIARE DI ALCUNE CONDIZIONI SPERIMENTALI

# *SENSIBILITY OF FERTILIZATION BIOASSAY WITH* PARACENTROTUS LIVIDUS *(L.) GAMETES AT THE VARIATION OF EXPERIMENTAL PROCEDURES*

***Abstract***

*A study was conducted with the aim to investigate possible interferences due to different laboratory procedures for the fertilization bioassay with the echinoid* Paracentrotus lividus. *In particular we have studied the differences in EC50 at different sperm/eggs ratio and different quantitative of gametes utilized. In some case tests were conducted using two different kinds of test-vessel; this could be of help for the choice in the future of the better material for this sensible, easy and quick bioassay particularly useful for the marine environmental monitoring.*

***Key-words:*** Paracentrotus lividus, *sperm, eggs toxicity.*

## Introduzione

La letteratura scientifica ha ampiamente dimostrato l'efficacia e l'elevato valore ecologico di saggi ecotossicologici con echinoidi per la valutazione della tossicità delle acque marine (Dinnel *et al*., 1988). Anche per la specie *Paracentrotus lividus* esiste una nutrita documentazione a supporto del suo utilizzo (Pagano *et al*., 1986; Arizzi Novelli *et al*., 2001; Volpi Ghirardini *et al.,* 2001; Giuliani *et al*., 2002), in particolare su matrici ambientali quali i sedimenti marini e salmastri (Volpi Ghirardini *et al*., 2001; Ennas *et al*., 2002). D'altra parte risulta evidente come i vari laboratori abbiano elaborato procedure che, pur avendo solide basi scientifiche e rifacendosi a protocolli internazionali, si sono differenziate in base alla propria esperienza (Arizzi Novelli *et al*., 2001). Tuttavia alcune variazioni metodologiche possono comunque influenzare i risultati del saggio così come evidenziato anche per altre specie (Dinnel *et al*., 1987; Chapman, 1995) e fra queste risultano di fondamentale importanza, ai fini della sensibilità alle varie matrici tossiche, il rapporto n. di spermi/n. di uova ed il numero assoluto di gameti impiegati nel test.

Nel presente lavoro vengono presentati i risultati di alcune preliminari prove di confronto tra le percentuali di fecondazione che derivano dall'utilizzo di diversi rapporti sperma/uovo impiegando differenti quantitativi assoluti di gameti per camera test. L'obbiettivo è quello di meglio indagare il rapporto esistente tra la variazione di questi parametri e le conseguenti risposte al tossico (espresse come EC50), nella prospettiva di individuare un criterio che possa rendere confrontabili i risultati ottenuti anche con differenti metodologie e dare valutazioni univoche per definire la qualità di acque e sedimenti in differenti ambiti di applicazione (monitoraggi acque costiere, dragaggi portuali, bonifiche di siti inquinati). Alcune prove sono state inoltre allestite

parallelamente in piastre di polystyrene ed in provette di vetro allo scopo di valutare l'eventuale interferenza legata all'utilizzo di diverse camere test usualmente utilizzate dai differenti laboratori. L'estensione dei risultati ottenuti potrà essere utile nella definizione delle prove di intercalibrazione in corso di programmazione per questo tipo di saggio.

## Materiali e metodi

La metodologia di esecuzione del test è stata sviluppata seguendo il protocollo messo a punto da Dinnel *et al.* (1987). Gli animali stabulati in acquario per almeno una settimana, sono stati indotti all'emissione mediante l'iniezione nel celoma di una soluzione di KCl 0,5 M. I gameti femminili sono stati raccolti un becker con acqua di mare filtrata e lavati tre volte in modo da eliminare le uova danneggiate. Lo sperma invece è stato prelevato 'a secco', raccolto in una Eppendorff e mantenuto alla temperatura di 4 °C.

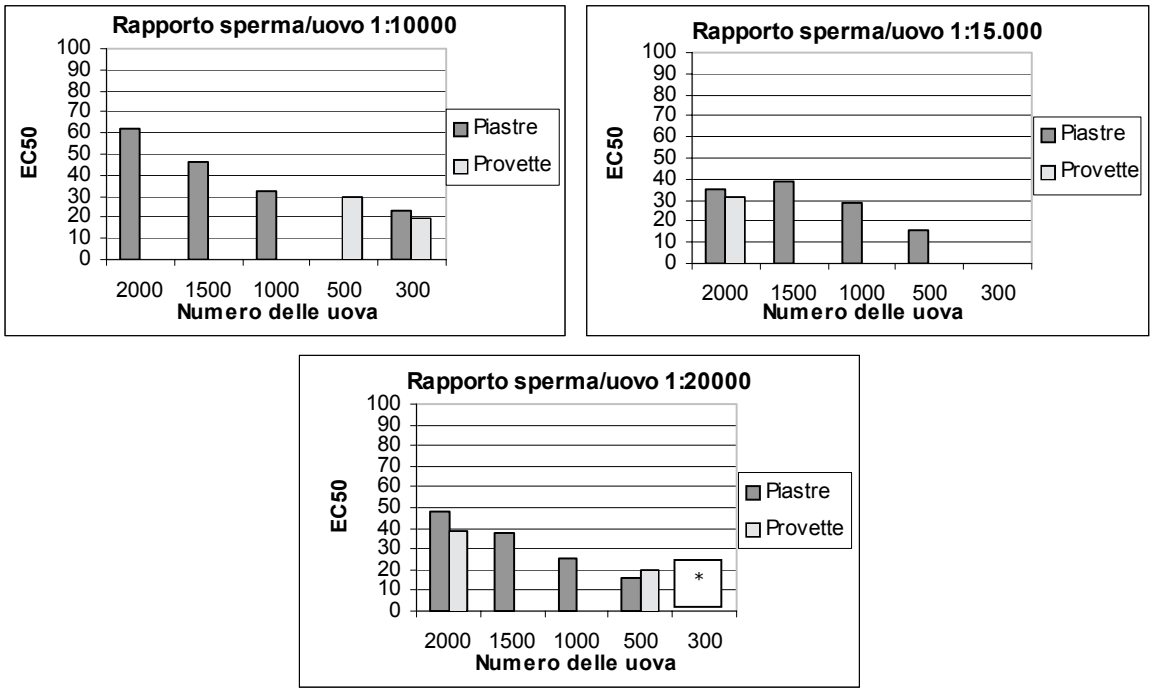



Fig. 1 - Risultati dei test di fertilizzazione effettuati con differenti rapporti sperma/uovo (10000:1, 13000:1, 15000:1, 20000:1) e diversi quantitativi di uova 300, 500, 1000, 1500, 2000; i valori di EC50 si riferiscono a µg/L. *$EC_{50}$<16 µg/L, in piastre e provette.

*Results of fertilization tests with different sperm/eggs and quantitative of eggs; the values of EC50 are in µg/L.*

L'allestimento del test prevede un controllo di acqua di mare filtrata e 6 diverse diluizioni di $Cu^{++}$ (0,016; 0,032; 0,048; 0,060; 0,072; 0,084 mg/L) per ogni rapporto impiegato (prove in triplo), da mantenere in contatto con gli spermi per 60 min., prima di introdurre le uova per far avvenire la fecondazione. In particolare i rapporti sperma/uovo utilizzati sono stati di 10.000:1, 13.000:1, 15.000:1, 20.000:1 per 300, 500, 1.000, 1.500, 2.000 uova. Le prove sono state condotte utilizzando piastre di polystyrene per colture cellulari (da 10 ml); le prove con 300, 500 e 2.000 uova sono state eseguite in parallelo con provette di vetro da batteriologia (16×100 mm).

I risultati, ottenuti sottoforma di percentuali di fecondazione, sono stati corretti rispetto al controllo negativo mediante la formula di Abbott ed elaborati per il calcolo dell'EC50 mediante Trimmed Spearman-Karber. Qualora nel controllo si fosse superato il 95% di fecondazione, l'intera prova non sarebbe stata ritenuta valida.

## Risultati

I risultati sono mostrati in Fig. 1. Il valore dell'$EC_{50}$ nella prova in provetta con 300 uova e rapporto 15.000:1, risultano <16 µg/L e quindi nell'intorno del limite minimo dell'intervallo considerato nella carta di controllo in uso presso i laboratori degli autori (Ennas *et al.,* 2002), porta a considerare i gameti impiegati in queste prove particolarmente sensibili. Nonostante questo, ad una prima analisi appare evidente che a parità di rapporto sperma/uovo la sensibilità sia inversamente proporzionale al quantitativo di gameti utilizzati. Infatti si assiste ad un aumento di EC50 e quindi a una diminuzione di sensibilità, all'aumentare delle uova e conseguentemente del numero di spermi esposti. La quantità di tossico per unità di sperma (minore all'aumentare del numero assoluto degli spermi) potrebbe essere la causa del fenomeno osservato. In queste prove non sembra determinante la variazione dei rapporti sperma/uovo considerati osservata invece in prove di conferma successive (Pellegrini, com. pers.). Questo andamento era già stato evidenziato in precedenti lavori effettuati su specie diverse (Chapman G.A., 1995). Inoltre, seppure il numero delle prove debba essere incrementato, non si rilevano valori molto dissimili di EC50 nell'utilizzo delle diverse camere test (vaschette-provette).

## Conclusioni

Le differenze riscontrate ed in parte attendibili necessitano di ulteriori approfondimenti anche a supporto dell'elaborazione di un protocollo comune o di differenti protocolli metodologici da proporre con finalità diverse.

Le prove effettuate in parallelo non permettono ancora di suggerire scelte metodologiche ben precise per l'esecuzione dei saggi. A tali scelte si dovrà pervenire con uno specifico esercizio di intercalibrazione da condurre con maggiore significatività statistica ed in programma nella prossima stagione autunno-invernale con la collaborazione di differenti laboratori appartenenti a realtà universitarie, centri di ricerca e agenzie regionali.

### Bibliografia

ARIZZI NOVELLI A., VOLPI GHIRARDINI A., GIULIANI S., FALUGI C., PAGANO G., IACCARINO M. (2001) - Valutazione della tossicità di acque e sedimenti costieri con gameti e embrioni di specie autoctone di ricci di mare utilizzando metodiche differenziate. *Biol. Mar. Medit.*, **8** (2): 41-59.

CHAPMAN G.A. (1995) - Sea urchin sperm cell test. In: Rand G.M. (ed), *Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate and risk assessment*, Taylor and Francis, Bristol, PA: 189-205.

DINNEL P.A., LINK J.M., STOBER Q.J. (1987) - Improved methodology for a sea urchin sperm cell bioassay for marine waters. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.,* **16**: 23-32.

DINNEL P.A., PAGANO G., OSHIDA P.S. (1988) - A sea urchin test system for marine environmental monitorino. In: Burke R.D., Miladenov P.V., Parsley R.L. (eds), *Echinoderm Biology*. Proceedings of the Sixth International Echinoderm Conference, Balkema, Rotterdam: 611-619.

ENNAS C., FERRARI S., GIULIANI S., KOZINKOVA L., PELLEGRINI D. (2002) - Prove sulla fertilizzazione e sullo sviluppo embrionale di *Paracentrotus lividus* con sedimenti a diverso tipo di contaminazione. *Atti n°25 Congresso S.It.E., Sabaudia 12-14 settembre 2001.* CD-ROM integrante.

GIULIANI S., ENNAS C., PELLEGRINI D., KOZINKOVA L. (2002) - The bioassay with the sea urchin *Paracentrotus lividus*: different end-points to be applied to different environmental studies. *Fresenius Bulletin*, **11** (10a): 806-809.

PAGANO G., CIPOLLATO M., COSALE G., ESPOSITO A., RAGUCCI E., GIORDANO G.G., TRIEFF N.M. (1986) - The sea urchin: Bioassay for the assessment of damage from environmental contaminants. In: Cairns J. Jr. (ed), *Community Toxicity Testing,* ASTM STP 920. Association for Standard Testing and Materials, Philadelphia, PA: 67-92.

VOLPI GHIRARDINI A., ARIZZI NOVELLI A., BORSETTO B., DELANEY E., TAGLIAPIETRA D. (2001) - Valutazione della tossicità di sedimenti della laguna di Venezia mediante l'impiego di *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea). *Biol. Mar. Medit.,* **8** (1): 489-496.

VOLPI GHIRARDINI A., ARIZZI NOVELLI A. (2001) - A sperm cell toxicity test procedure for the Mediterranean species *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea). *Environ. Technol*., **22**: 439-445.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 334-338

G.P. Irrera, C. Gugliandolo

Dip. di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina,
Salita Sperone, 31 - 98166 Sant'Agata, Messina, Italia.

# VIBRIONI POTENZIALMENTE PATOGENI ED ORGANISMI ZOOPLANCTONICI

## *POTENTIALLY PATHOGENIC VIBRIOS AND ZOOPLANKTONIC ORGANISMS*

***Abstract***

*From November 2001 to October 2002 the presence of potentially pathogenic vibrios in seawater and associated with zooplankton (>200 μm) in a coastal area of the Straits of Messina, was studied. Vibrio alginolyticus was isolated from both seawater and zooplankton. Zooplankton was mainly constituted of Copepods (86% on average). The results confirmed the role of zooplankton as host and reservoir of potentially pathogenic vibrios for human health in the coastal marine environment.*

***Key-words***: Vibrio *spp., zooplankton, copepods, seawater.*

## Introduzione

I batteri appartenenti al genere *Vibrio* costituiscono gran parte della flora batterica saprofitica negli ambienti marini e di estuario. I vibrioni marini sono capaci sia di esistenza libera che epibiotica poiché sono capaci di aderire a substrati diversi (Tamplin *et al*., 1990). Le forme epibiotiche possono sopravvivere nell'ambiente acquatico più a lungo rispetto alle forme libere realizzando, attraverso meccanismi di adesione, adattamenti agli stress provocati da avverse condizioni ambientali, come ad esempio la limitazione di sostanza organica (Roszak e Colwell, 1987). I batteri più frequentemente associati allo zooplancton, ed in particolare ai copepodi che ne rappresentano la porzione di organismi più abbondante, appartengono al genere *Vibrio* e sono presenti sia nel tratto digestivo che adesi alle superfici esterne (Kaneko e Colwell, 1975; Huq *et al.,* 1983). I vibrioni instaurano una sorta di commensalismo con i copepodi ai quali sono capaci di aderire efficacemente: degradano la chitina, contribuendo alla ciclizzazione di questa sostanza organica nell'ambiente acquatico ed inoltre intervengono nel metabolismo dei crostacei marini (Huq *et al*., 1983). La dispersione delle uova e del materiale fecale può inoltre contribuire alla diffusione batterica nell'ambiente acquatico.

Tra i vibrioni, oltre *V. cholerae* O1 e non-O1*,* le specie più studiate per il loro interesse nella patologia umana sono *V. vulnificus, V alginolyticus*, *V. parahaemolyticus*, *V. metschinikovii* e *V. fluvialis* (Farmer e Hickman-Brenner, 1992). In alcune specie sono presenti fattori di patogenicità e virulenza quali emolisine, citotossine, enterotossine e adesine. La presenza nell'ambiente acquatico dei vibrioni potenzialmente patogeni pone quesiti in ambito ecologico ed epidemiologico, nonché sulla corretta valutazione della qualità dell'acqua.

In questo studio vengono riportati i risultati di un'indagine annuale sulla ricerca dei vibrioni potenzialmente patogeni nelle acque ed associati allo zooplancton in una zona costiera dello Stretto di Messina.

## Materiali e metodi

### *Prelievo e trattamento dei campioni*

Nel periodo compreso tra novembre 2001 e ottobre 2002 sono stati prelevati mensilmente campioni di acqua superficiale e di plancton nello Stretto di Messina, in cor-

rispondenza del torrente Papardo, a circa 50 m dalla riva. La temperatura dell'acqua è stata misurata *in situ* con un termometro a mercurio.

I campioni di acqua di mare sono stati prefiltrati su retino sterile con maglia di 200 µm per eliminare organismi eventualmente presenti.

Il plancton di dimensioni comprese tra 200 µm e 10 mm, raccolto con il retino WP-2, è stato travasato in appositi contenitori. In laboratorio i campioni di plancton sono stati filtrati su rete sterile con maglia di 200 µm, risospesi in un volume di 500 ml e suddivisi in subcampioni. Aliquote del campione sono state conservate in formalina al 4% per l'analisi quantitativa e qualitativa dello zooplancton. Per le prove colturali opportune aliquote del campione di plancton sono state omogeneizzate e trattate come i campioni di acqua.

Tab. 1 - Numero (CFU/100 ml) ed identificazione di *Vibrio* spp. dei campioni di acqua dello Stretto di Messina.
*Vibrios from water samples collected in the Straits of Messina.*

| **Mese di prelievo** | **Temperatura (°C) dell'acqua di mare** | **CFU/100 ml** | ***Vibrio* spp.** |
|---|---|---|---|
| Novembre 2001 | 20,0 | 16,6 | *V. fluvialis* |
| Dicembre 2001 | 18,0 | 7,6 | *V.alginolyticus*<br>*V. metschnikovii* |
| Gennaio 2002 | 11,0 | 8,5 | |
| Febbraio 2002 | 15,0 | 8,5 | |
| Marzo 2002 | 15,0 | 20,0 | |
| Aprile 2002 | 15,5 | 29,0 | |
| Maggio 2002 | 16,5 | 70,0 | *V. alginolyticus* |
| Giugno 2002 | 20,5 | 25,0 | *V. alginolyticus* |
| Luglio 2002 | 21,5 | 23,0 | *V. alginolyticus*<br>*V.fluvialis* |
| Settembre 2002 | 23,0 | 55,0 | *V. cholerae* |
| Ottobre 2002 | 20,0 | 125,0 | *V. alginolyticus*<br>*V. fluvialis* |

*Isolamento ed identificazione di vibrioni dai campioni di acqua e di zooplancton*

I campioni di acqua di mare sono stati filtrati su membrane di porosità 0,22 µm (Millipore) ed i filtri sono stati trasferiti sulla superficie di piastre di TCBS agar (Oxoid). Dopo incubazione per 24-48 h a 37 °C, temperatura che consente lo sviluppo di vibrioni potenzialmente patogeni per l'uomo, le colonie di presunti vibrioni sono state contate e isolate.

Dieci copepodi sono stati risospesi in 10 ml e centrifugati due volte per rimuovere i batteri non fermamente adesi, il pellet è stato seminato su piastre di TCBS agar.

L'identificazione delle specie potenzialmente patogene appartenenti al genere *Vibrio* è stata condotta come riportato da Maugeri *et al.* (2000).

## Risultati

I vibrioni nell'acqua erano più abbondanti quando la temperatura dell'acqua variava da 16,5 a 23 °C (Tab. 1). La densità massima è stata registrata in ottobre (125 CFU/100 ml) e quella minima in dicembre (7,6 CFU/100 ml). Le densità di vibrioni osservate nei campioni di zooplancton hanno mostrato un massimo in luglio ($3{,}4\times10^4/m^3$) ed un minimo in maggio ($8{,}7\times10/m^3$).

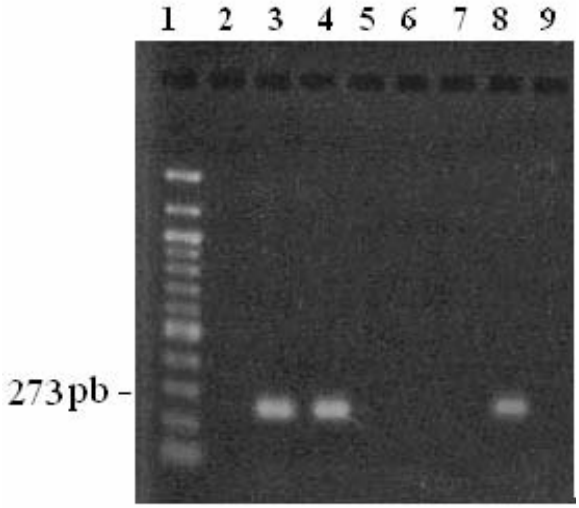



Fig. 1 - Prodotti amplificati via PCR da colonie isolate con i primer Vib2f e Vib3r specifici per *V. vulnificus*. Pozzetto 2: *V. alginolyticus*; pozzetto 3: *V. vulnificus* ATCC 27562; pozzetto 4: *V. vulnificus* ATCC 33149; pozzetto 5: *V. parahaemolyticus*; pozzetto 6: *V. cholerae* non-O1; pozzetto 7: *V. fluvialis*; pozzetto 8: OPV10 isolato dai copepodi; pozzetto 9: OPV8 isolato dai copepodi.

*PCR products from nucleic acids of bacteria with* V. vulnificus *specific primers, Vib2f and Vib3r. Lane 2:* V. alginolyticus*; lane 3:* V. vulnificus *ATCC 27562; lane 4:* V. vulnificus *ATCC 33149; lane 5:* V. parahaemolyticus*; lane 6:* V. cholerae *non-O1; lane 7:* V. fluvialis*; lane 8: OPV10 isolates from copepods; lane 9: OPV8 isolates from copepods.*

Nessun vibrione potenzialmente patogeno è stato identificato dai campioni di acqua da gennaio ad aprile (Tab. 1), né dai copepodi in marzo e aprile (Tab. 2). La specie *V. alginolyticus* è stata riscontrata sia nell'acqua che associata ai copepodi nei periodi più caldi, mentre nei mesi più freddi è stata messa in evidenza solo nei copepodi. *V. fluvialis* è stato isolato più frequentemente dall'acqua che dai copepodi. *V. metschnikovii* è stato isolato nell'acqua a dicembre. *V. cholerae* è stato riscontrato nell'acqua in settembre e associato ai copepodi in ottobre. *V. parahaemolyticus* e *V. vulnificus* sono stati isolati solo dai copepodi. L'identificazione fenotipica di *V.*

*vulnificus* è stata verificata con metodi molecolari. Nella Fig. 1 vengono mostrati i prodotti dell'amplificazione, via PCR, di parti variabili del 16S rDNA specie-specifiche per *V. vulnificus*, secondo il protocollo di Kim e Jeong (2001). Solo uno dei due ceppi presunti è stato confermato come *V. vulnificus*.

Tab. 2 - Numero di *Vibrio* spp. dei campioni di zooplancton (CFU/m$^3$) dello Stretto di Messina e *Vibrio* spp. adesi ai copepodi. a: l'abbondanza dello zooplancton (ind./m$^3$) viene riportata come bassa (+), media (++) e alta (+++).

Vibrios *on TCBS agar from zooplanktonic samples (CFU/m$^3$) collected in the Straits of Messina and* Vibrio *spp. from copepods. a: zooplanktonic abundance (ind./m$^3$) was defined as low (+), medium (++) and high (+++).*

| **Mese di prelievo** | **CFU/m$^3$** | **Abbondanza Zooplanctonica** [a] | ***Vibrio* spp. adesi ai copepodi** |
|---|---|---|---|
| Novembre 2001 | 2,5*10$^4$ | ++ | *V. alginolyticus* |
| Dicembre 2001 | 1,9*10$^3$ | ++ | *V. alginolyticus* |
| Gennaio 2002 | 3,6*10$^2$ | ++ | *V. alginolyticus* |
| Febbraio 2002 | 2,5*10$^3$ | + | *V. alginolyticus*<br>*V. fluvialis*<br>*V. parahaemolyticus* |
| Marzo 2002 | 7,5*10$^4$ | ++ | |
| Aprile 2002 | 1,2*10$^3$ | + | |
| Maggio 2002 | 8,7*10$^2$ | ++ | *V. alginolyticus* |
| Giugno 2002 | 4,2*10$^3$ | +++ | *V. alginolyticus* |
| Luglio 2002 | 3,4*10$^4$ | + | *V. alginolyticus* |
| Settembre 2002 | 2,3*10$^4$ | + | *V. alginolyticus* |
| Ottobre 2002 | 8,9*10$^3$ | + | *V. alginolyticus*<br>*V. cholerae*<br>*V. parahaemolyticus*<br>*V. vulnificus* |

La comunità zooplanctonica ha presentato ampie variazioni quantitative ed in particolare i valori più elevati sono stati osservati in due periodi: in primavera (maggio-giugno) e nel tardo autunno-inverno (novembre-gennaio) (Tab. 2). Nel periodo estivo sono state osservate basse densità di zooplanctonti. Ciò è probabilmente attribuibile alle variazioni a breve termine, di tipo circadiano, dovute alla direzione della corrente nello Stretto di Messina durante la fase di prelievo (Zagami *et al*., 1996). La comunità zooplanctonica era prevalentemente composta da Copepodi (in media l'86%) con un massimo di 1.387 ind./m$^3$ in giugno ed un minimo di 21,4 ind./m$^3$ in agosto. Gli altri gruppi zooplanctonici erano rappresentati da Ostracodi, Chetognati, Molluschi pteropodi, Anfipodi e da uova di invertebrati.

## Conclusioni

Le densità di vibrioni potenzialmente patogeni nei campioni di acqua sono state maggiori nei periodi più caldi, in accordo con le conoscenze già acquisite sulle relazioni che intercorrono tra la temperatura e la distribuzione dei vibrioni marini (Kaneko e Colwell, 1975; Maugeri, 1994).

*V. alginolyticus, V. cholerae*, *V. parahaemolyticus* e *V. vulnificus* sono stati isolati dai copepodi in ottobre quando la carica in vibrioni nell'acqua ha raggiunto i valori massimi. Purtroppo i dati non sono ancora sufficienti per stabilire una relazione univoca tra la densità dei vibrioni presenti nell'acqua e le specie associate allo zooplancton. La colonizzazione dei copepodi da parte di *V. alginolyticus* è già stata osservata durante indagini condotte nel Mar Ligure e nel Mar Adriatico (Montanari *et al*., 1999). Per la stessa specie è stato messo in evidenza che l'adesione irreversibile alla chitina del carapace avviene mediante un meccanismo di riconoscimento proteico specifico (Pruzzo *et al*., 1996). L'adesione a forme zooplanctoniche ed in particolare ai copepodi, che ne rappresentano la componente più abbondante, consente di aumentare le capacità di sopravvivenza dei batteri nell'ambiente acquatico (Huq *et al*., 1983).

I risultati qui riportati confermano il ruolo svolto nell'ambiente marino costiero dallo zooplancton di ospite e riserva dei vibrioni potenzialmente patogeni per la salute umana e fanno intravedere specificità di nicchia sullo zooplancton da parte di *V. alginolyticus*, *V. cholerae*, *V. parahaemolyticus* e *V. vulnificus*.

### Bibliografia

FARMER J.J. III, HICKMAN-BRENNER F.W. (1992) - The genera *Vibrio* and *Photobacterium*. In: Balows A., Trüper H.G., Dworkin M., Harder W. and Schleifer K.H. (eds), *The Prokaryotes*, Springer Verlag, 2nd ed., New York: 2952-3011.

HUQ A., SMALL E.B., WEST P.A., HUQ M.I., RAHMAN R., COLWELL R.R. (1983) - Ecological relationship between *Vibrio cholerae* and plankton crustacean copepods. *Appl. Environ. Microbiol*., **45**: 275-283.

KANEKO T., COLWELL R.R. (1975) - Adsorption of *Vibrio parahaemolyticus* onto chitin and copepods. *Appl. Microbiol.*, **29**: 269-274.

KIM M.S., JEONG H.D., (2001) - Development of 16S rRNA targeted PCR methods for detection and differentiation of *Vibrio vulnificus* in marine environments. *Aquaculture*, **193**: 199-211.

MAUGERI T.L. (1994) - Occurrence of *Vibrio* species in marine and brackish environments in Sicily. *Annali di Microbiologia ed Enzimologia*, **44**: 257-266.

MAUGERI T.L., CACCAMO D., GUGLIANDOLO C. (2000) - Potentially vibrios in brackish waters and mussels. *J. Appl. Microbiol*., **89**: 261-266.

MONTANARI M.P., PRUZZO C., PANE L., COLWELL R.R. (1999) - Vibrios associated with plankton in a coastal zone of the Adriatic Sea (Italy). *FEMS Microbiol. Ecol*., **29**: 241-247.

PRUZZO C., CRIPPA A., BERTONE S., PANE L., CARLI A. (1996) - Attachment of *Vibrio alginolyticus* to chitin mediated by chitin binding proteins. *Microbiology*, **142**: 2181-2186.

ROSZAK D.B., COLWELL R.R (1987) - Survival strategies of bacteria in the natural environment. *Microbiol. Rev.,* **51**: 365-379.

TAMPLIN M.L., GAUZENS A.L., HUQ A., SACK D.A., COLWELL R.R (1990) - Attachment of *Vibrio cholerae* serogroup O1 to zooplankton and phytoplankton of Bangladesh waters. *Appl. Environ. Microbiol*., **56**: 1977-1980.

ZAGAMI G., BADALAMENTI F, GUGLIELMO L., MANGANARO A. (1996) - Short-term variations of the zooplankton community near the Straits of Messina (North-eastern Sicily): relationships with the hydrodynamic regime. *Estuarine*, *Coastal and Shelf Science*, **42**: 667-681.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 339-341

L. Kozinkova, S. Polese

Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata - CIBM,
Viale N. Sauro, 4 - 57127 Livorno, Italia.

# PROVE DI PROLUNGAMENTO DELLO STADIO RIPRODUTTIVO DEL RICCIO DI MARE *PARACENTROTUS LIVIDUS* IN CONDIZIONI CONTROLLATE

## *THE LONGLAPSE TIME MANTENANCE OF THE REPRODUCTIVE CAPACITY OF THE SEA URCHIN* PARACENTROTUS LIVIDUS *(LAMARCK) IN CAPTIVITY*

***Abstract***

*The reproductive period of sea urchin* Paracentrotus lividus *in the natural enviroment is strictly correlated with the natural conditions in his habitat .The manipulation of the captivty environment can influenced positively on. Our porpose was to have in stock the gravid sea uchins out of their natural reproductive period.*

***Key-words:*** *sea urchin, reproduction.*

## Introduzione

Il ciclo riproduttivo del riccio di mare nell'ambiente naturale è strettamente correlato alle condizioni ambientali. Il *Paracentrotus lividus* nel Mar Mediterraneo è sessualmente attivo da novembre alla fino di maggio, periodo nel quale la temperatura dell'acqua raggiunge i minimi valori dell'anno (12-16 °C). La temperatura dell'acqua, il fotoperiodo e la disponibilità di cibo sono considerati come i fattori più importanti che influiscono direttamente sull' andamento del ciclo (Spirlet e Grosjean, 2000). La regolazione artificiale di questi fattori può consentire la manipolazione del ciclo riproduttivo in cattività (Walker e Lesser, 1998). Tutto ciò allo scopo di disporre di animali sessualmente attivi anche al di fuori del periodo riproduttivo naturale. Questo lavoro riporta i risultati delle prove di prolungamento del ciclo riproduttivo di *Paracentrotus lividus* ottenute in due anni successivi.La maturità delle gonadi è stata monitorata attraverso la capacità dei gameti prelevati dagli animali tenuti in cattività a fecondarsi. Le prove sono state condotte durante i mesi estivi, quando in natura gli animali sono privi di gonadi mature.

## Materiali e metodi

Sono stati allestiti due acquari in vetro rispettivamente del volume di circa 150 e 300 L collegati tra di loro, per assicurare le stesse condizioni in entrambe le vasche. In ciascun acquario sono stati inseriti i ricci (totale 50 esemplari) raccolti in mare a Maggio ad una profondità di circa 1 metro,con una temperatura dell'acqua di 17-18 °C.

La temperatura (16±1 °C), salinità (34-38‰), pH (7,8-8,2) all'interno degli acquari erano strettamente controlate e riproducevano i parametri dell'ambiente naturale invernale. Il fondo dell'acquario era coperto da uno strato di sabbia corallina sterile (circa 4 cm) e da rocce provenenti dal sito di prelievo degli animali. Abbiamo deciso di usare un fotoperiodo stabile di 42-46×$10^3$ Lux durante tutte e due le prove.

I ricci sono stati alimentati due volte la settimana con una miscela di macroalghe (*Dictyota dichotoma*, *Codium fragile*) e piccoli crostacei, che è stata congelata prima dell'uso, per minimizzare la possibilità di inquinamento da infezione. Il tempo massimo di permanenza degli animali in acquario è stato di cinque mesi per motivi tecnici.Le prime prove della emissione dei gameti sono state eseguite dopo circa 40 giorni dalla permanenza degli animali nell' acquario, tramite una iniezione di 1 ml 0,5 M di KCl in cavità celomatica. La prova di fecondazione è stata condotta in provette contenenti 9 ml d'acqua di mare naturale filtrata. Il rapporto fra uova e sperma era di 1/15.000. In ogni provetta sono state poste 200 uova.La percentuale di fecondazione era calcolata rispetto a 100 uova contate al microscopio.

## Risultati

La mortalità degli animali durante i primi mesi è stata minima (1-2 ricci/mese) con un aumento alla fine dell'esperimento dovuta a un difetto nell'impianto. La percentuale di uova fecondate nei test di fecondazione ottenuta con gameti prelevati da animali tenuti in acquario per diversi periodi, era nei limiti d'accettabilità del test di fecondazione (dal 70 al 95%) (Fig. 1).La qualità dei gameti degli animali stabulati era buona e confrontabile con la qualità dei gameti ottenuti durante il periodo riproduttivo naturale. Questo è stato confermato anche dalle osservazioni degli sviluppi embrionali quali hanno raggiunto in tutti gli esperimenti i stadi avanzati.

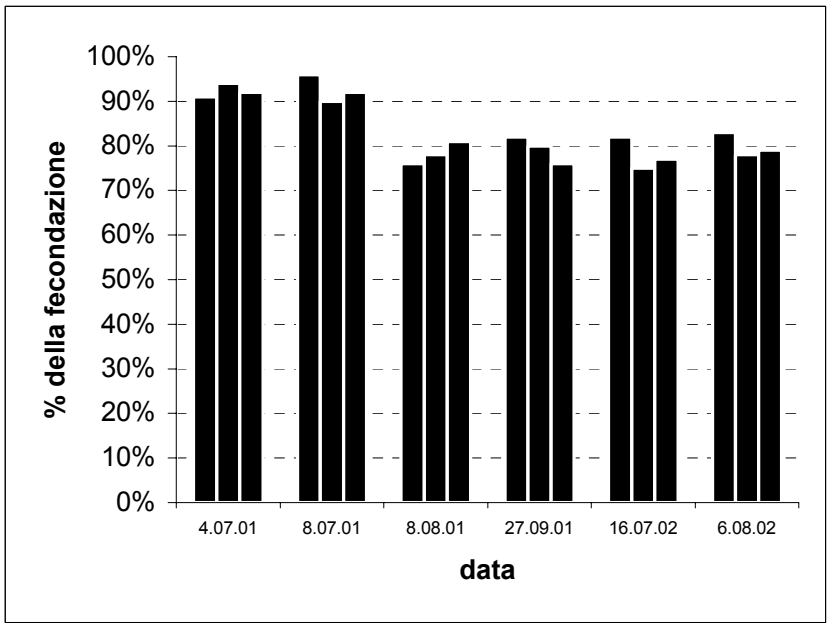



Fig. 1 - Percentuale delle uova fecondate.
*The percentage of fecundated eggs.*

Le prove eseguite durante il primo anno di sperimentazione avevano la percentuale di fecondazione più alta, in quanto sono stati raccolti animali ancora sessualmente attivi. Nell'anno seguente, l'attività sessuale degli animali raccolti era già al minimo o assente. La differenza di stadio riproduttivo era conseguenza delle condizioni naturali di campo (temperatura dell'acqua, più bassa nel primo anno). Le prove del secondo anno hanno confermato il corretto procedimento di stabulazione, riportando i ricci in fase di attività sessuale. I nostri risultati hanno confermato che la temperatura dell'acqua è uno dei fattori più decisivi,influendo direttamente sull'andamento del ciclo riproduttivo del riccio di mare *Paracentrotus lividus*. Lo stadio riproduttivo delle gonadi (stadio maturo) è stato confermato anche istologicamente.

## Conclusioni

Nei laboratori di ecotossicologia i gameti del riccio di mare sono usati come indicatori della presenza di sostanze inquinanti nel sistema marino. I gameti sono disponibili solo nel periodo della riproduzione, obbligando i ricercatori a lavorare soltanto durante il periodo riproduttivo. Dai risultati ottenuti durante due anni di prove è possibile esprimere l'ipotesi che gli animali tenuti in cattività sotto condizioni controllate, possono rimanere sessualmente attivi anche al di fuori del loro periodo riproduttivo naturale.

### Bibliografia

DINNEL P.A., LINK J.M., STOBER Q.J. (1987) - Improved methodology for a sea urchin sperm cell bioassay for marine waters. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.,* **16**: 23-32.

LEAHY P., TUSCHULTE T., BRITTEN R., DAVIDSON E. (1978) - A large-scale laboratory maintenance system for gravid purple sea urchins (*Strongylocentrotus purpuratus*). *J. Exp. Zool*., **204**: 369-380.

SPIRLET C.H., GROSJEAN P., JANGOUX M. (2000) - Optimization of gonad grow by manipulation of temperature and fotoperiod in cultivated sea urchins, *Paracentrotus lividus* (Lamarck) (Echinodermata). *Aquaculture,* **185**: 85-99.

WALKER C.W., LESSER M.P. (1998) - Manipulation of food and photoperiod promotes out-of-season gametogenesis in the green sea urchin, *Strongylocentrotus drobachiensis*: implication for aquaculture. *Marine Biology,* **132**: 663-676.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 342-345

A. Penna, M.G. Giacobbe[1], M. Vila[2], S. Fraga[3], E. Bertozzini, F. Andreoni[4], E. Garcés[2], E. Gangemi[1], M. Magnani

Centro Biologia Ambientale, Università di Urbino, Urbino, Italia.
[1]Istituto per l'Ambiente Marino Costiero, CNR, Messina, Italia.
[2]Institut de Ciencies del Mar, CSIC, Barcelona, Spagna.
[3]Instituto Español de Oceanografía, IEO, Vigo, Spagna.
[4]Istituto Centro Biotecnologie, Fano Ateneo, Università di Urbino, Urbino, Italia.

# STUDIO PRELIMINARE SULLE *OSTREOPSIDACEAE* (DINOPHYTA) NEL MAR MEDITERRANEO: ANALISI MOLECOLARI E MORFOLOGICHE DI DIFFERENTI ISOLATI

# *A PRELIMINARY STUDY ON THE* OSTREOPSIDACEAE *(DINOPHYTA) IN THE WESTERN MEDITERRANEAN: MOLECULAR AND MORPHOLOGICAL ANALYSES OF DIFFERENT ISOLATES*

***Abstract***

*The relationships among different populations of* Ostreopsis *Schmidt and* Coolia monotis *Meunier (Dinoflagellates), found in the Mediterranean, are here investigated through the study of genetic and morphological aspects. Distinct populations of* C. monotis *and* Ostreopsis *were isolated from coastal waters and seaweeds from different localities of the Western Mediterranean Sea and studied in comparison with populations from North Europe, Atlantic Europe and subtropical America.*

***Key-words****: biogeography, Ciguatera Fish Poisoning,* Coolia monotis, Ostreopsis*, phylogeny.*

## Introduzione

*Ostreopsis* e *Coolia* sono dinoflagellati bentonici/epifiti ritrovati assieme ai generi *Gambierdiscus* e *Prorocentrum*, in aree tropicali affette da fenomeni tossici di ciguatera. Questo gruppo di dinoflagellati può essere coinvolto nella sindrome CFP (Ciguatera Fish Poisoning), derivante dall'assunzione di pesce e molluschi contaminati (Fukuyo, 1981). *C. monotis* è ubiquitaria sia in regioni tropicali che temperate, mentre le specie di *Ostreopsis* sono solo state documentate in regioni tropicali. Recentemente, alcune specie di *Ostreopsis* sono state ritrovate anche in aree temperate, come il Mediterraneo (Sansoni *et al.*, 2000; Vila *et al.*, 2001; Bottalico *et al.*, 2002). Mentre il genere *Coolia* è facilmente identificabile, l'identificazione specifica di *Ostreopsis* rimane difficile, a causa dell'estrema variabilità dei caratteri morfologici, sia in coltura che in campioni naturali. Lo scopo di questo lavoro è stato quello di combinare l'analisi morfologica e genetica per chiarire sia la classificazione morfologica di specie di *Ostreopsis* che il pattern di distribuzione biogeografico di differenti popolazioni di *Ostreopsis* spp. e *C. monotis* nel bacino del Mediterraneo e in rapporto ad altre aree geografiche.

## Materiali e metodi

Campioni naturali di *Ostreopsis* spp. e *C. monotis* sono stati prelevati da acqua di mare e macroalghe in siti lungo le coste del bacino Nord-Ovest del Mediterraneo in Italia e Spagna. L'identificazione delle specie è stata effettuata mediante l'uso

della microscopia a scansione (SEM) e/o a epifluorescenza (LM-Fluo) secondo il metodo di Fritz e Triemer (1985). L'estrazione e purificazione del DNA genomico e l'amplificazione delle regioni ribosomali 5.8S rDNA e ITS1-ITS2 sono state condotte secondo quanto già descritto da Penna e Magnani (1999). L'allineamento delle sequenze nucleotidiche è stato effettuato anche includendo altre sequenze nucleotidiche di specie di *Ostreopsis* e *C. monotis* ottenute da GenBank. Le sequenze allineate sono state convertite in una matrice di distanza usando il metodo di neighbor-joining Kimura 2-parametro tramite l'uso del software MEGA ver. 2. Gli alberi filogenetici sono stati elaborati dalla matrice di distanza della funzione NJ (neighbor-joining) di MEGA.

## Risultati e conclusioni

La combinazione delle analisi molecolari e morfologiche ha consentito la distinzione di due morfospecie di *Ostreopsis* nel bacino ovest del Mediterraneo (Fig. 1). Una specie è stata classificata come *O. ovata*, la cui morfologia coincide con la descrizione di Besada *et al*. (1982), anche se è caratterizzata da una certa variabilità nelle dimensioni cellulari. L'altra specie è *O.* cf. *siamensis*, che corrisponde alla descrizione di Fukuyo (1981). La morfologia di tutti gli isolati di *C. monotis* del Mediterraneo è in accordo con le descrizioni fornite dalla letteratura e non sono state riscontrate rilevanti differenze morfologiche tra i vari isolati (dati non riportati).

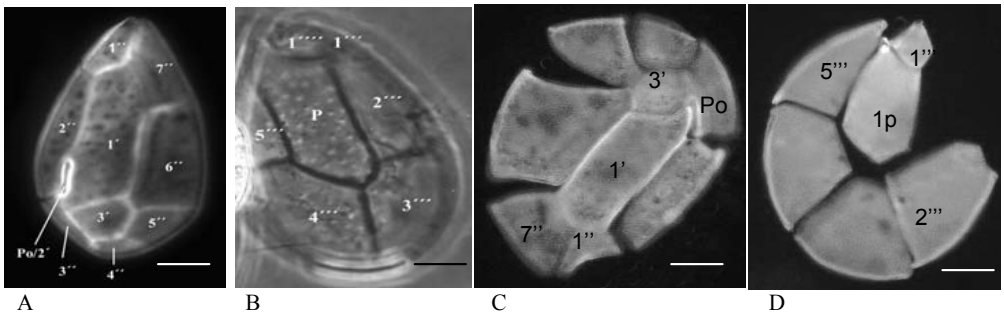



Fig. 1 - Rappresentazione schematica in microsopia ottica della struttura delle teche di *O.* cf. *siamensis* (A, B) e *O. ovata* (C, D) dal Mediterraneo. A- vista apicale di *O.* cf. *siamensis*, campioni naturali della costa Catalana, Spagna. B- vista antapicale di *O.* cf. *siamensis*, campioni naturali della costa Catalana, Spagna. Scala = 20 µm. C, D- epiteca e ipoteca schiacciate di *O. ovata* CNR-A1, clone proveniente dal Tirreno, Italia. Scala = 10 µm.

*Schematic pictures in light microscopy of the thecal pattern of* O. *cf.* siamensis *(A, B) e* O. ovata *(C, D) from the Mediterranean Sea. A – Apical view of* O. *cf.* siamensis*, natural samples from the Catalan coast, Spain. B– Antapical view of* O. *cf.* siamensis*, natural samples from the Catalan coast, Spain. Scale bar = 20 µm. C, D – squashed epitheca and hypotheca of* O. ovata *CNR-A1, clone isolated from the Tyrrhenian Sea, Italy. Scale bar = 10 µm.*

L'analisi filogenetica delle popolazioni di *Ostreopsis* spp. e *C. monotis* del Mediterraneo è mostrata in Fig. 2. Gli isolati mediterranei di *Ostreopsis* spp. si distinguono in due cladi: il clade di *O.* cf. *siamensis* con gli isolati provenienti dalle coste catalane

e siciliane e l'altro clade di *O. ovata* con gli isolati provenienti dal mar Ligure e dal Tirreno. I due cladi di *O. ovata* e *O.* cf. *siamensis* del Mediterraneo sono omogenei, infatti all'interno di ciascun gruppo non è stata evidenziata alcuna differenza in termini di sostituzioni nucleotidiche, con valori di indici di diversità molecolare uguali a zero (dati non riportati). Inoltre, le popolazioni di *O. ovata* del Mediterraneo hanno rilevato un alto grado di identità genetica con quelle provenienti dall'Atlantico Sud-Ovest (America subtropicale); le sequenze nucleotidiche si allineano completamente per tutta la loro lunghezza. Tutti gli isolati di *O. ovata* del Mediterraneo e Atlantico Sud-Ovest sono tuttavia separati da quelli dell'Asia, con un indice di diversità molecolare pari a 30.4 (dati non riportati). Anche le popolazioni di *C. monotis* del Mediterraneo ed Europa-Atlantico si raggruppano insieme con una marcata separazione da quelle asiatiche. In conclusione, gli isolati di *C. monotis* europei possono considerarsi un unico genotipo (ITS), in accordo anche con la classificazione tassonomica in una singola morfospecie. Ciò suggerisce che le regioni 5.8S rDNA e ITS possono essere dei marcatori molecolari molto utili per un'analisi di popolazione intraspecifica. Anche per il genere *Ostreopsis* è stato valutato il potenziale ruolo di questi marcatori molecolari; infatti, considerando l'alta variabilità morfologica dell'intero genere, le analisi genetiche delle specie descritte devono essere considerate come informazioni complementari alla descrizione morfologica. Da questi dati preliminari, le analisi filogenetiche hanno dimostrato che questo genere è molto più complesso di quanto è già noto.

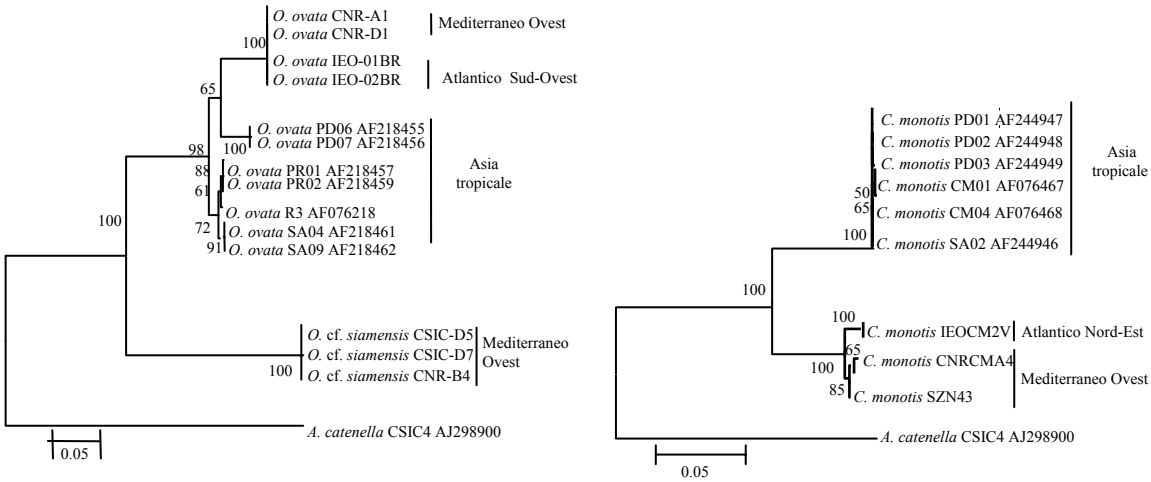



Fig. 2 - Alberi filogenetici ricavati dalle regioni 5.8S rDNA e ITS degli isolati di *Ostreopsis* spp. e *C. monotis* secondo il modello di NJ (1000 repliche). I numeri ai nodi indicano i valori di bootstrap (≥ 50%). *Alexandrium catenella* CSIC-4 è stato usato come outgroup.

*Phylogenetic trees obtained from the 5.8S rDNA and ITS regions of the isolates of* Ostreopsis *spp. and* C. monotis *according to the NJ model (1000 replicates). Numbers at the nodes indicate the bootstrap values (≥ 50%). Alexandrium catenella CSIC-4 was used as the outgroup.*

**Bibliografia**

BESADA E.G., LOEBLICH L.A., LOEBLICH A.R. (1982) - Observations on tropical, benthic dinoflagellates from ciguateric endemic areas: *Coolia, Gambierdiscus* and *Ostreopsis*. *Bull. Mar. Sci.,* **32**: 723-777.

BOTTALICO A., MILELLA P., FELICINI G.P. (2002) - Fioritura di *Ostreopsis* sp. (Dinophyta) nel Porto di Otranto. Riunione Scientifica Annuale del Gruppo di Algologia, Società Botanica Italiana, 8-9 November 2002: 21 pp.

FUKUYO Y. (1981) - Taxonomic study on benthic dinoflagellates collected in coral reefs. *Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish.,* **47**: 967-978.

FRITZ L., TRIEMER R.E. (1985) - A rapid and simple technique utilizing calcofluor white MR2 for visualization of dinoflagellate technology. *J. Phycol*., **21**: 662-64.

PENNA A., MAGNANI M. (1999) - Identification of *Alexandrium* (Dinophyceae) species using PCR and rDNA-targeted probes. *J. Phycol*., **35**: 615-21.

SANSONI G., BORGHINI B., CAMICI G., CASOTTI M., RUSTIGHI C. (2000) - Fioriture algali marine di *Ostreopsis ovata* e malesseri da inalazione di aerosoli marini: un problema emergente. 2nd National Conference of Marine Science, CONISMA, 22-25 November 2000, Genova, Italy: 270 pp.

VILA M., GARCÉS E., MASÓ M. (2001) - Potentially epiphytic dinoflagellate assemblages on macroalgae in the NW Mediterranean. *Aquat. Microbial. Ecol*., **26**: 51-60.

Ricerca svolta nell'ambito dei progetti MiPA 5C8 e Strategy EVK3-CT-2001-00046 con il supporto del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali (Pesca e Acquacoltura) e della Comunità Europea.

Biol. Mar. Medit. (2003), 11 (2): 346-350

L. Pignataro, L. Pregnolato[1], E.A. Fano[2], R. Spaggiari[3], D. Pellegrini

I.C.R.A.M. - Istituto Centrale Per La Ricerca Scientifica e Tecnologica Applicata al Mare,
Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
[1]A.R.P.A. – Ferrara, Italia.
[2]Dip. di Biologia, Università di Ferrara, Italia.
[3]CISBA - Reggio Emilia, Italia.

# PREDISPOSIZIONE DI UNA COLTURA MONOSPECIFICA DEL ROTIFERO *BRACHIONUS PLICATILIS* (MULLER, 1786) PER LA DEFINIZIONE DI SAGGI TOSSICOLOGICI A BREVE E LUNGO TERMINE

# *OPTIMIZATION OF A ROTIFER* BRACHIONUS PLICATILIS *(MULLER, 1786) MONOSPECIFIC CULTURE TO DEFINE TOXICOLOGICAL BIOASSAYS AT SHORT AND CHRONIC TERM*

***Abstract***

*Ecotoxicological bioassays are an important tool to detect the presence of toxic substances in order to evaluate the water quality.* Brachionus plicatilis *(O.F. Muller, 1786 - Rotatoria, Brachionidae) was identified as suitable organism for ecotoxicological bioassays; a monospecific culture was developed and maintained for the experiments. To this aim we use* B. plicatilis *culture to define a chronic method (7 days) to evaluate the population growth curve as end-point.*

***Key-words****: rotifer culture, short-chronic toxicity tests, bioassays, growth.*

## Introduzione

Sul piano ecotossicologico si ritiene che il genere *Brachionus* sia rappresentativo (Snell e Persoone, 1989) in quanto ubiquitario, con rapido tasso di riproduzione (Yoshinaga *et al*., 2000) e sensibile agli inquinanti (Pignataro *et al*., 2003). Fra le caratteristiche che gli organismi-test devono possedere vi è, infatti, l'ampia disponibilità temporale e quantitativa, oltre ad una elevata sensibilità. Quest'ultimo requisito appare fondamentale al fine di rendere attendibile il risultato del saggio ecotossicologico. Il ciclo vitale di *Brachionus plicatilis* è caratterizzato da riproduzione sessuata e da partenogenesi. Nelle colture di laboratorio il modello riproduttivo attuato è la partenogenesi con la produzione di uova amittiche (uova diploidi). In particolari condizioni ambientali i rotiferi effettuano la riproduzione sessuata producendo uova mittiche (uova aploidi). Queste uova se fecondate secernono un guscio spesso e resistente producendo le uova durature (cisti). Queste forme di resistenza sono utilizzate per condurre saggi biologici acuti a 24 h (end-point valutato: mortalità), per i quali esiste un protocollo standard elaborato da ASTM (ASTM E1440-91). Lo scopo di questo studio è la messa a punto di un metodo cronico a 7 giorni nel quale valutare come end-point la curva di crescita della popolazione, utilizzando una coltura in continuo di *Brachionus plicatilis*. I saggi ecotossicologici che testano una tossicità cronica hanno una durata temporale che interessa tutta la storia della vita di un organismo o, per lo meno una parte importante e sensibile di esso. I dati con test di tossicità acuta, che sono ottenuti in tempi brevi, possono risultare scarsamente protettivi rispetto a test di tossicità cronica. Questi condotti per tempi molto più lunghi e, quasi sempre, sull'intero ciclo vitale degli organismi da esaminare, permettono di

individuare concentrazioni potenzialmente tossiche molto al di sotto di quelle ottenute con gli esperimenti a breve termine. Al fine di mettere a punto la sensibilità di *Brachionus* in test cronici, gli individui sono sottoposti a tre tossici di riferimento: bicromato di potassio ($K_2Cr_2O_7$), cloruro di rame ($CuCl_2$) e sodiolaurilsolfato (SLS) (Persoone *et al*., 1989).

## Materiali e metodi

I rotiferi utilizzati per l'allevamento in continuo in laboratorio appartengono alla specie *Brachionus plicatilis* e provengono da un lotto di cisti (Rotoxkit M™) fornito dalla ditta ECOTOX s.r.l. (Milano). Gli organismi sono ottenuti idratando le cisti in una capsula petri a 25 °C per 28 ore alla luce, con una intensità di circa 3000 lux. Grazie al ciclo di riproduzione asessuata ed al rapido tasso di riproduzione è possibile ottenere dal rotifero elevate densità di organismi per ml. La tecnica per il mantenimento del ceppo puro prevede la predisposizione di provette da 50 ml e di beute da 500 ml con organismi alla densità iniziale di 10-20 rotiferi/ml e con una coltura algale di *Chlorella minuta,* usata come nutrimento. Le soluzioni realizzate con i tossici sono testate, inizialmente, in piastre multipozzetto per un periodo di 24 ore, al termine del quale è registrata la mortalità. Questi dati hanno consentito di stabilire l'ambito di diluizione entro il quale ricade la LC50 (IRSA-CNR, 1992). La LC50 a 24 ore ed i limiti fiduciali sono calcolati impiegando un pacchetto software (USEPA) basato sul metodo dei Probits e sul test Trimmed-Spearman-Karber (Klemm *et al.*, 1994). I dati di LC50 ottenuti con queste prove sono utilizzati per stabilire i range di concentrazioni per effettuare le prove a 7 giorni (test cronico). Per la determinazione della curva di crescita si predispongono delle beute con cinque concentrazioni per il $K_2Cr_2O_7$ (6.25, 12.6, 25, 50, 100 mg/l) e per il SLS (1.26, 2.51, 5.01, 10.00, 19.9 mg/l), e quattro concentrazioni per il $CuCl_2$ (0.012, 0.025, 0.05, 0.08, mg/l); per ogni concentrazione, incluso il controllo, sono utilizzate tre repliche. In un volume totale di 200 ml sono posti, per ciascuna concentrazione di tossico di riferimento, la soluzione algale (circa 4 milioni di cellule $ml^{-1}$), ed i rotiferi (circa 20 rotiferi/ml). La salinità di ogni soluzione è pari circa al 30‰. Le beute così preparate sono poste in un armadio termostatato ad una intensità luminosa di 3000 lux (18L:6D) e ad una temperatura di 25 °C. Giornalmente si conta il numero di organismi, in triplo per ogni beuta (controllo e con tossico), utilizzando uno stereomicroscopio (10-20×). Al termine dei 7 giorni di esposizione il parametro valutato è la sopravvivenza degli organismi.

## Risultati

Attraverso le sperimentazioni condotte, si è arrivati a determinare che l'accrescimento della popolazione di *Brachionus plicatilis* risponde al modello sigmoide. Analizzando i risultati ottenuti con il controllo si osserva che dopo una prima fase di adattamento (0-3 giorni) l'accrescimento entra in fase esponenziale (4-6 giorni), dal 6° giorno (punto di flesso) si nota una decelerazione nell'incremento numerico che si completa in una fase stazionaria (Figg. 1 e 2) ed inoltre, si è evidenziata una differenza altamente significativa (Anova–1 via, $P<0.001$) tra la fase di adattamento e la fase esponenziale sottolineando l'aumento considerevole di individui che si ha in quest'ultima fase. I risultati del controllo hanno rilevato che la tecnica adottata per l'esecuzione del test è appropriata: sia la qualità che la quantità del nutrimento

è, dunque, soddisfacente per tutti i giorni di durata del test, così come gli altri parametri abiotici. Se si prendono in esame i risultati ottenuti alle concentrazioni di 50 e 100 mg/l di cromo (Fig. 1), si nota un'elevata mortalità al terzo-quarto giorno con mortalità totale dal quarto giorno in poi; si nota dunque l'incapacità di adattamento dei rotiferi al tossico, confermando il dato di LC50 a 24 h pari a 65.40 mg/l. Per quanto riguarda le altre concentrazioni del cromo, l'andamento sigmoide della popolazione descritto sopra è confermato; si nota però una diminuzione del tasso intrinseco di accrescimento naturale (r) come si evince dalla Fig. 3. L'ANOVA ha permesso di verificare una differenza altamente significativa ($P<0.001$) tra l'andamento della popolazione nel controllo e nelle concentrazioni con il metallo. Nelle concentrazioni con rame (Fig. 2), l'andamento sigmoide della popolazione è confermato, ma non mostra differenze significative rispetto al bianco. Inoltre, con questo tossico di riferimento, i dati di LC50 a 24 h (0,06 mg/l) non sono confermati, poiché i rotiferi sopravvivono a concentrazioni maggiori. Si ipotizza che il rame non sia un tossico di riferimento idoneo a questo tipo di sperimentazioni perché potrebbe interagire con l'alga. Nelle concentrazioni con SLS il test non ha fornito dati confrontabili, per tale motivo abbiamo ipotizzato che questa sostanza non sia stabile nel tempo; di conseguenza la concentrazione con SLS potrebbe variare nel corso del periodo del test.

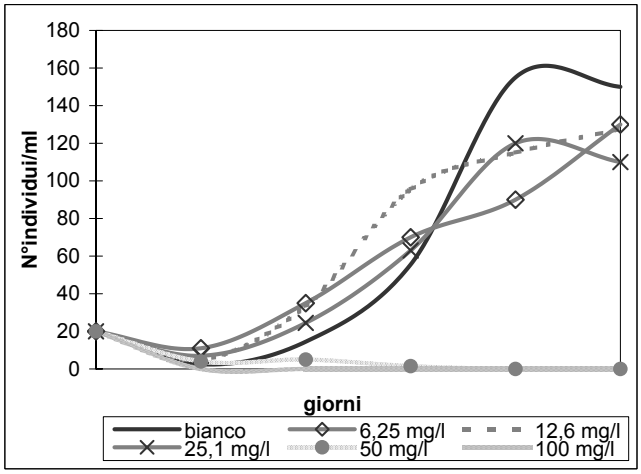



Fig. 1 - Curva di accrescimento di *Brachionus plicatilis* esposto al cromo.
*Population growth curve of* Brachionus plicatilis *exposed to Chromium.*

Ulteriori prove sperimentali sono tuttora in corso per verificare il grado di stabilità della sostanza. A differenza con quanto potrebbe avvenire per il SLS, le concentrazioni di cromo e rame rimangono stabili fino al 7° giorno, questo è stato valutato attraverso la determinazione del metallo totale in soluzioni acquose (acque dolci) utilizzando lo spettrofotometro di massa con sorgente al plasma. Il dato riscontrato per il cromo, permette di proporre il metodo delle curve di crescita di *Brachionus* nel novero dei test cronici per lo svolgimento di saggi ecotossicologici sia in acque marine e/o salmastre che su elutriati ottenuti da sedimenti, così come richiesto dalle più recenti normative nazionali e sovranazionali.

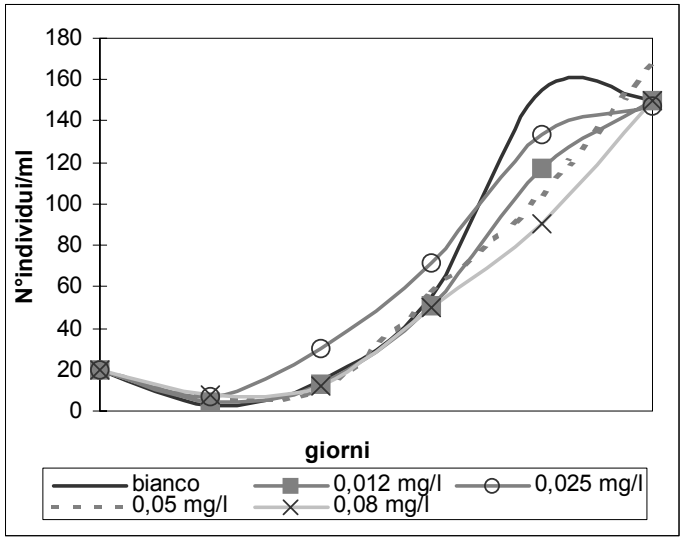



Fig. 2 - Curva di accrescimento di *Brachionus plicatilis* esposto al rame.
*Population growth curve of* Brachionus plicatilis *exposed to Copper.*

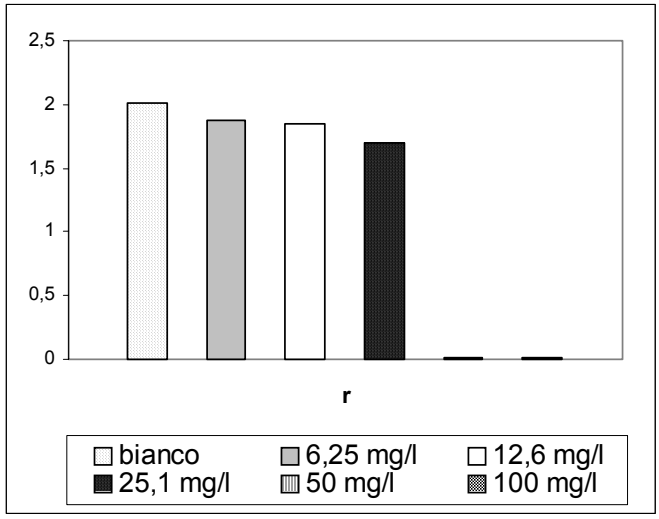



Fig. 3 - Tasso intrinseco di accrescimento naturale "r" della popolazione di *Brachionus plicatilis* esposto al cromo.
*Intrinsic growth rate "r" of a* Brachionus plicatilis *exposed to Chromium.*

**Bibliografia**

IRSA-CNR. (1992) - Metodi analitici per le acque. *Istituto poligrafico e zecca dello stato*. Roma.

KLEMM D.J., MORRISON G.E., NORBERG-RING J.J., PELTIER W.H., HEBER M.A. (1994) - Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to marine and estuarine organisms. *EPA*-600/4-91/003*, Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.*

PERSOONE G., VAN DE VEL A.,VAN STEERTEGEM M., DE NAYER B. (1989) - Predictive value of laboratory tests with aquatic invertebrates: influence of experimantal conditions. *Aquatic toxicology,* **14**: 149-166.

PIGNATARO L., BIGONGIARI N., PELLEGRINI D. (2003) - Approfondimenti metodologici per l'esecuzione del saggio biologico con *Brachionus plicatilis*. *Biol. Mar. Medit*., **10** (2): 1124-1128.

SNELL T. W., PERSOONE G. (1989) - Acute toxicity bioassay using rotifers. I. A test for brackish and marine environments with *Brachionus plicatilis*. *Aquatic toxicology,* **14**: 65-80.

YOSHINAGA T., HAGIWARA A., TSUKAMOTO K. (2000) - Effect of periodical starvation on the life history of *Brachionus plicatilis* O.F. Muller (Rotifera): a possible strategy for population stability. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*: 253-260.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 351-354

V. Solis-Weiss, F. Aleffi, N. Bettoso, P. Rossin

Laboratorio di Biologia Marina di Trieste, Univ. di Trieste, Via A. Piccard, 54 – 34010 Trieste, Italia.

# GLI INDICATORI BIOLOGICI NEL BENTHOS DEL GOLFO DI TRIESTE

## *THE BENTHIC BIOLOGICAL INDICATORS IN THE GULF OF TRIESTE*

***Abstract***

*The different approaches for the assessment of pollution in the marine environment with benthic biological indicators are analysed in the Gulf of Trieste, where data exist from the late 1800's, prior to the intensive industrial and urban development of the area. The indicator species, as well as larger taxonomic units, were basic for these assessments, while feeding guild approaches constitute good complementary information. For the Biotic Indexes approach, more information on the species' biology is needed to use them as an accurate tool.*

***Key-words:*** *Gulf of Trieste, benthos, indicator species.*

## Introduzione

Il benthos costituisce il gruppo di organismi più adatto per la selezione di indicatori biologici legati all'impatto antropico, ricercati di solito a livello di specie, anche se una prima valutazione della qualità dell'ambiente nei fondi mobili si può ottenere dall'analisi dei rapporti tra i gruppi tassonomici principali: Molluschi-Policheti-Crostacei-Echinodermi. La tendenza più moderna è di usare degli "Indici Biologici" (Borja *et al.*, 2000) come strumento di valutazione ecologica. Questi sono derivati dai rapporti delle specie intolleranti all'inquinamento, allo scopo di fornire una stima diretta dello stato d'impatto dell'area.

Il Golfo di Trieste, per la sua lunga storia di insediamenti umani, i primi studi sul benthos risalenti a più di 130 anni fa, il forte sviluppo industriale e la sua fisiografia (bacino ampio, ca. 600 km$^2$, poco profondo e di facile accesso), è un'area particolarmente adatta per stimare la validità dell'uso degli indicatori biologici attraverso l'evoluzione nel tempo e nello spazio dei popolamenti bentonici.

Lo scopo di questo studio è stato di analizzare la validità dei differenti approcci, utilizzati per stimare la qualità ambientale ed/o il grado di inquinamento degli ambienti costieri, sulla base degli indicatori biologici, in particolare: specie indicatrici, rapporti tra i diversi gruppi tassonomici dominanti, gruppi trofici prevalenti ed indici biologici.

## Materiali e metodi

I risultati si basano su una revisione bibliografica esaustiva dei lavori sul benthos del Golfo di Trieste e sui dati del Laboratorio di Biologia Marina (16 progetti dal 1985 al 2001), e dell'Università di Trieste (6 progetti dal 1967 al 1991).

## Risultati

I primi studi sul benthos del Golfo di Trieste (Stossich, 1876) indicavano un'elevata ricchezza di specie, soprattutto nei popolamenti della Baia di Muggia, sede attuale

del porto di Trieste (Ghirardelli *et al.*, 1973). In seguito, con lo sviluppo delle attività urbane, industriali ed altre (pesca, turismo, maricoltura…), si sono verificati notevoli cambiamenti nella composizione specifica di alcune aree del Golfo. Le prime "vittime" dello sviluppo industriale furono le ostriche, coltivate dagli inizi del 1800 nella Baia di Muggia (Bussani e Monteleone, 2001), e scomparse nei primi del '900. Inoltre, negli anni '60, viene riportata la quasi totale scomparsa della fanerogama *Posidonia oceanica* (Caressa *et al.*, 1995) e di alcune specie algali fotofile (Ghirardelli *et al.*, 1973) comuni fino a quegli anni. Questo fu legato ad un aumento della torbidità delle acque causato dall'inquinamento industriale (traffico intenso di petroliere, scarichi urbani ed industriali), agricolo (scarichi agricoli e di particelle fine provenenti dai fiumi) e, per il porto di Trieste, dalla stagnazione dovuta alla costruzione delle tre dighe che lo chiudono parzialmente.

Gli Echinodermi sono generalmente indicatori di acque pulite. Tra questi, *Schizaster canaliferu*s e *Amphiura chiajei* erano comuni al punto di essere utilizzati per caratterizzare la zoocenosi *Schizaster-chiajei* descritta da Vatova (1949). Negli anni '70, gli Echinodermi erano praticamente scomparsi dalla Baia di Muggia, considerata la zona più inquinata del Golfo; negli anni '80, a seguito dell'applicazione della legge 319/1976 di tutela ambientale delle acque, sono stati ritrovati esemplari nelle zone più esterne della Baia, evidenziando un miglioramento della qualità dei sedimenti (Solis-Weiss *et al.*, 2004).

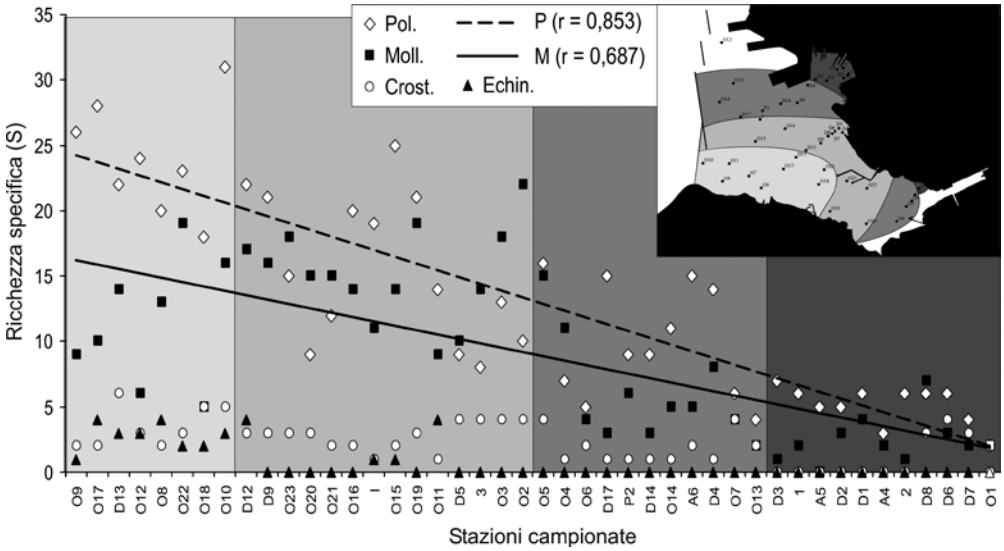



Fig. 1 - Distribuzione della ricchezza specifica del benthos nella Baia di Muggia. Le zone a colorazione più scura indicano maggiore inquinamento. ----- P/——M = rette di regressione delle diversità dei Policheti (P)/Molluschi (M) rispetto alle stazioni ordinate secondo il grado di inquinamento.

*Species richness distribution of the benthos in Muggia Bay. Darker zones represent more polluted areas. ----- P/——M = regression lines representing the Polychaetes (P)/ Molluscs (M) diversities measured at the different stations ordered by increasing pollution degree.*

Le specie conosciute come indicatrici di inquinamento o arricchimento organico, quali *Neanthes caudata*, *Polydora ciliata* e *Pectinaria koreni* sono state raccolte nelle zone più inquinate, in prossimità di scarichi urbani e industriali non trattati, dove la loro presenza era prevedibile (Solis-Weiss *et al.*, 2001). La specie *Capitella capitata*, riconosciuta a livello mondiale come indicatrice di arricchimento organico (Grassle e Grassle, 1974; Pearson e Rosenberg, 1978), costituisce un'eccezione perchè assente o molto rara in tutto il Golfo.

Probabilmente la specie più importante ed utile per questo tipo di indagini nella zona è il Mollusco *Corbula gibba* indicatore di instabilità dei fondali, ed anche la specie più abbondante ed ampiamente distribuita nel Golfo. La sua distribuzione costituisce uno strumento affidabile per evidenziare condizioni di instabilità e la loro intensità a livello locale. Inoltre può essere usata per valutare diversi gradi di inquinamento (Adami *et al.*, 1997; Aleffi e Bettoso, 2000; Solis-Weiss *et al.*, 2001; Solis-Weiss *et al.*, 2004).

Un altro approccio per stimare l'impatto antropico sui fondali, consiste nel prendere in considerazione le proporzioni tra i gruppi bentonici più importanti (Policheti, Molluschi, Crostacei, Echinodermi). Lo stress ambientale è stato evidenziato nella Baia di Muggia considerando la ricchezza specifica di questi quattro gruppi. Nella Fig. 1 si rileva la dominanza dei Policheti e dei Molluschi rispetto ai Crostacei e soprattutto, agli Echinodermi. Inoltre, viene evidenziata una tendenza negativa della ricchezza specifica in rapporto alle zone più inquinate, indicata dalla linea continua per i Molluschi e tratteggiata per i Policheti, con coefficiente di correlazione "r" statisticamente significativo in entrambi i casi. Avvicinandosi alle zone più inquinate si nota la scomparsa dei Crostacei ed Echinodermi e la riduzione generale della diversità.

Lo studio dei gruppi trofici viene anche utilizzato per stabilire gradienti di inquinamento (Pearson e Rosenberg, 1978). La prevalenza di specie deposivore subsuperficiali e carnivore è indicatrice di condizioni di impatto. I risultati evidenziati per il Golfo, ed in particolare per la Baia di Muggia, mostrano un gradiente che va da una maggioranza di specie filtratrici e deposivore superficiali verso specie deposivore subsuperficiali e carnivore, spostandosi verso le zone più inquinate (Solis-Weiss *et al.*, 2004).

Il grado di inquinamento della zona portuale è stato calcolato con l'Indice Biotico (BI), utilizzato da Borja *et al*. (2000) in zone europee di latitudine simile, anche se extramediterranee. I risultati (Solis-Weiss *et al.*, inviato 2002) mostrano che, nonostante le concentrazioni locali molto elevate dei metalli pesanti (Adami *et al.*, 1997), la proporzione di specie intolleranti è molto più alta in confronto alle aree inquinate studiate da Borja *et al*. (2000). Inoltre, nel transetto studiato non si arriva allo stato azoico, malgrado concentrazioni fino a cinque volte superiori a quelle che provocano questo stato in altre regioni studiate.

## Conclusioni

Il benthos del Golfo di Trieste può essere utilizzato come indicatore delle condizioni di instabilità o inquinamento e della sua evoluzione nel tempo, sia considerando le specie indicatrici (tra le quali *C. gibba* è la più utile), sia i gruppi a livello tassonomico più elevato (Fanerogame, Echinodermi). I gruppi trofici possono fornire informazioni utili anche se limitate e comunque come complemento alle osservazioni fornite dalle specie indicatrici o dai gruppi tassonomici. Infine, l'utilizzo di indici

biologici, pur basato sulle specie indicatrici, è ancora da perfezionare attraverso studi più approfonditi sull'etologia delle specie, perché possa diventare uno strumento completo di valutazione dello stato di salute dell'area studiata.

**Ringraziamenti**

Si ringrazia la Prof.ssa Serena Fonda Umani per il suo appoggio costante ed il Prof. Giuliano Orel per i preziosi consigli, la partecipazione e la continua disponibilità.

**Bibliografia**

ADAMI G., ALEFFI F., BARBIERI P., FAVRETTO A. (1997) - Bivalves and heavy metals in polluted sediments: a chemometric approach. *Water Air Soil Poll.,* **99** (1-4): 615-623.

ALEFFI F., BETTOSO N. (2000) - Distribution of *Corbula gibba* (Bivalvia, Corbulidae) in the northern Adriatic Sea. *Ann. Ser. Hist. Nat.,* **10** (2): 173-180.

BORJA A., FRANCO J., PÉREZ V. (2000) - A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within european estuarine and coastal environments. *Mar. Poll. Bull.,* **40** (12): 1100-1114.

BUSSANI M., MONTELEONE G. (2001) - *L'ostricoltura triestina nelle cronache di ieri*. Hydrores Ed., Trieste: 112 pp.

CARESSA N., CESCHIA C., OREL G., TRELEANI R. (1995) - Popolamenti attuali e pregressi nel Golfo di Trieste da Punta Salvore a Punta Tagliamento (Alto Adriatico). In: F. Cinelli, E. Fresi, C. Lorenzi, A. Mucedola (eds), La *Posidonia oceanica*. *La Rivista Marittima*: 160-187.

GHIRARDELLI E., OREL G., GIACCONE G. (1973) - L'inquinamento del Golfo di Trieste. *Atti Mus. civ. Stor. nat. Trieste,* **28** (2): 431-450.

GRASSLE J.F., GRASSLE J.P. (1974) - Opportunistic life history and genetic systems in marine benthic polychaetes. *J. Mar. Res.,* **32**: 253-284.

PEARSON T.H., ROSENBERG R. (1978) - Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.,* **16**: 229-311.

SOLIS-WEISS V., ALEFFI F., BETTOSO N., ROSSIN P., OREL G., FONDA UMANI S. (2004) - Effects of industrial and urban pollution on the benthic macrofauna in the Bay of Muggia (industrial port of Trieste, Italy). *Sci. Total. Environ,* **328**: 247-263.

SOLIS-WEISS V., ROSSIN P., ALEFFI F., BETTOSO N., OREL G., VRISER (2001) - Gulf of Trieste sensitivity areas using Benthos and GIS techniques. In: E. Özhan (ed), Medcoast 2001, 5th International Conference on the Mediterranean coastal environment, Hammamet (Tunisia), **3**: 1567-1578.

STOSSICH A. (1876) - Breve sunto sulle produzioni marine del golfo di Trieste. *Boll. Soc. adriatica Sci. naturalt,* **2** (3): 349-371.

VATOVA A. (1949) - La fauna bentonica dell'Alto e Medio Adriatico. *Nova Thalassia,* **1** (3): 3-110.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 355-361

G. Frangipane, A. Volpi Ghirardini, F. Collavini*, L. Zaggia*, D. Tagliapietra*

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università Cà Foscari di Venezia,
Campo della Celestia, 2737/b - 30122 Venezia, Italia.
*ISMAR-CNR Istituto di Scienze Marine del Consiglio Nazionale delle Ricerche,
San Polo, 1364 - 30125 Venezia, Italia.

# BIODISPONIBILITÁ E BIOACCUMULO DI METALLI PESANTI IN *HEDISTE DIVERSICOLOR* (O.F. MÜLLER) NEGLI AMBIENTI INTERTIDALI DELLA LAGUNA DI VENEZIA

# *BIOAVAILAIBILITY AND BIOACCUMULATION OF Cd, Cr, Cu, Mn AND Pb IN* HEDISTE DIVERSICOLOR *(O.F. MÜLLER) IN INTERTIDAL SITES OF THE VENETIAN LAGOON*

***Abstract***

*Characterization of Cd, Cr, Cu, Mn, Pb in sediments and in the polychaete* H. diversicolor *collected from 6 intertidal sites of the Venetian lagoon are reported. Bioavailaibility and bioaccumulation factors are related to AVS and organic matter content.*

***Key-words****: bioavailability, heavy metals, organic matter, sediment, nereid polychaetes.*

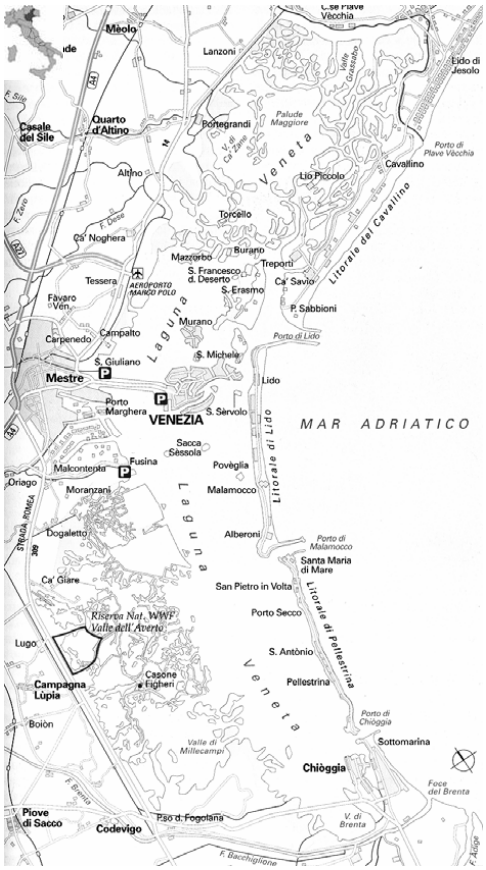
## Introduzione

La contaminazione da metalli pesanti in ecosistemi estuarini fortemente antropizzati è argomento di estremo interesse sia in ambito scientifico che gestionale-legislativo. Un approccio appropriato per la valutazione della qualità dei sedimenti in chiave ecologica passa attraverso un'interpretazione integrata di indicatori di contaminazione, di biodisponibilità e di bioaccumulo. Nella laguna di Venezia il polichete nereide *H. diversicolor* è stato in passato utilizzato come bioindicatore di contaminazione da metalli in ambiente subtidale (Volpi Ghirardini *et al*., 1999). Lo studio avviato si è proposto di esaminare, in via preliminare, le relazioni tra le concentrazioni di alcuni metalli pesanti (Cd, Cr, Cu, Mn, Pb) in sedimenti e nel polichete nereide *H. diversicolor* (O.F. Müller) provenienti da 6 barene della Laguna di Venezia. L'ambiente oggetto di indagine, collocato nella fascia intertidale, è caratterizzato da un complesso di fattori che possono influenzare la biodisponibilità dei metalli quali, ad esempio, le alterne condizioni ossido-riduttive legate ai cicli di marea, la quantità di sostanza organica e l'elevato contenuto in pelite del sedimento. I solfuri acidi volatili (AVS) e la sostanza organica sono considerati quali possibili indicatori di biodisponibilità di metalli (Di Toro *et al*., 1990; Mahony *et al*., 1996), tuttavia esistono pareri controversi per sedimenti soggetti a variazione nelle condizioni ossidazione (Otero *et al*., 2000, 2002). Uno degli obiettivi del lavoro è stato fornire elementi di valutazione su questi aspetti.

## Materiali e metodi

Nel corso dell'estate 2002 è stata condotta nella laguna di Venezia una campagna per la raccolta di campioni di sedimento e di policheti in 6 siti intertidali distribuiti lungo la fascia delle barene in prossimità dell'area di gronda (Fig. 1). In ciascun sito,

pari ad un'area di circa 25 m$^2$, sono stati raccolti da 40 a 150 individui di policheti, secondo la densità, e sono state prelevate 3 carote di sedimento superficiale (0-20 cm) equidistanti all'interno della medesima area. Le fasi di campionamento e trattamento sono state eseguite utilizzando strumenti e materiali non metallici, precedentemente lavati in soluzione acida (HCl 10% in acqua milli-Q). Per ciascun campione di sedimento e policheti sono stati determinati i seguenti metalli: Cd, Cr, Cu, Mn, Pb. I sedimenti sono stati caratterizzati anche nel contenuto di AVS e sostanza organica.




| N° | Denominazione Sito | Sigla |
|---|---|---|
| 1 | Barena Canal Dese | BCD |
| 2 | Campalto | CMP |
| 3 | Pili | PLI |
| 4 | Fine Canale Bondante | FCB |
| 5 | Fine Canal Lova | FCL |
| 6 | Canale della Bastia | CBS |

Fig. 1 - Denominazione e localizzazione dei siti di campionamento.
*Sampling sites locations and their denominations.*

a) *Trattamento dei campioni*

*Policheti*: dopo la raccolta in campo, gli esemplari sono stati mantenuti in acqua del sito d'origine fino al trasferimento in laboratorio dove sono stati sottoposti al seguente protocollo di trattamento:

1. *ri-campionamento casuale* (*re-samplig*): poiché in ambiente gli animali sembrano mostrare una distribuzione aggregata e allo scopo di garantirne una maggior rap-

presentatività rispetto all'area di prelievo, il campione originario è stato ripartito in sub-campioni da 25-30 animali ciascuno tramite estrazione casuale degli individui. A seconda del numero di esemplari a disposizione sono stati ottenuti da 2 a 3 sub-campioni per sito. Ogni sub-campione è stato trattato e analizzato separatamente.

2. *stabulazione e spurgo*: per portare gradualmente gli individui a condizioni di temperatura e salinità note (T=18 °C e psu=20‰) in ambiente non contaminante e per evitare interferenze analitiche dovute alla presenza nel loro intestino di residui di sedimento del sito di origine, gli animali sono stati sottoposti ad un periodo di stabulazione e spurgo secondo il protocollo metodologico già pubblicato (Volpi Ghirardini *et al*., 1999).
3. *conservazione*: una volta anestetizzati (etanolo 10%), gli individui sono stati determinati, quindi congelati e liofilizzati.
4. *estrazione*: da ogni campione liofilizzato ed omogeneizzato è stata prelevata una aliquota pari a circa 5 grammi destinata all'estrazione acida, condotta per 4 ore alla temperatura di circa 80 °C in 20 ml di $HNO_3$ (1N); a seguire sonicazione, centrifugazione (15' a 2000 rpm) e filtrazione su membrana PTFE (0,45 µm) quindi trasferimento della fase liquida in barattolo da 100 ml, portando a volume con acqua milli-Q. Si è conservato il tutto in frigorifero a 4 °C fino ad analisi.
5. *analisi*: determinazione dei metalli con Spettrofotometro ad Assorbimento Atomico.

b) *Sedimento:* il prelievo delle carote di sedimento in campo è avvenuto tramite carotatore costituito da un corpo centrale in plexiglass e stantuffo di teflon-alluminio. Le carote (0-20 cm) sono state estruse in sacchetto PET, quindi trasferite in laboratorio e mantenute congelate fino al trattamento preliminare di setacciatura (maglia 1 mm) liofilizzazione e omogeneizzazione. I campioni ottenuti sono stati destinati in parte all'analisi di metalli (Cu, Cr, Cd, Pb, Mn) e di AVS e in parte alla stima della sostanza organica.

Tab. 1 - Risultati analitici relativi a Cd, Cr, Cu, Mn, Pb nei campioni di sedimento e di policheti, per ciascuna stazione di campionamento. Sono presentati anche i Fattori di bioaccumulo e la sostanza organica stimata come % LOI450. I valori presentati sono medie dei campioni prelevati su ciascun sito; in parentesi è indicata la deviazione standard nel caso di almeno tre campioni tranne per i BAF calcolati sulle concentrazioni medie di policheti su sedimento.

*Analytical results of Cd, Cr, Cu, Mn, Pb in sediment and polycheate samples for each sampling site. BAF values and organic matter content (% LOI450) are also reported. The values are means and in parenthesis is indicated the standard deviation.*

| | | Cd [mg/Kg] valore medio (sd)" | | | Cr [mg/Kg] valore medio (sd)" | | | Cu [mg/Kg] valore medio (sd)" | | | Mn [mg/Kg] valore medio (sd)" | | | Pb [mg/Kg] valore medio (sd)" | | | AVS [µmol/g] valore medio (sd)" | %LOI450 valore medio (sd)" |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| N. | Stazione | policheti | sedimento | BAF | policheti | sedimento | BAF | policheti | sedimento | BAF | policheti | sedimento | BAF | policheti | sedimento | BAF | | |
| 1 | BCD | 0,07 | 0,30 (0,09) | 0,24 | 2,76 | 5,13 (2,10) | 0,54 | 20,37 | 8,22 (4,40) | 2,48 | 5,47 | 110,26 (62,10) | 0,05 | 1,52 | 30,34 (11,54) | 0,05 | 2,85 (4,17) | 19,68 (0,11) |
| 2 | CMP | 0,09 | 3,61 (0,58) | 0,02 | 2,64 | 6,12 (2,50) | 0,43 | 23,36 | 30,77 (5,36) | 0,76 | 7,69 | 57,44 (24,31) | 0,13 | 1,54 | 45,17 (7,44) | 0,03 | 0,44 (0,19) | 21,62 (1,55) |
| 3 | PLI | 0,23 | 1,51 (1,26) | 0,15 | 1,58 | 7,12 (4,46) | 0,22 | 39,44 | 55,15 (29,93) | 0,72 | 6,25 | 90,27 (21,30) | 0,07 | 1,13 | 101,05 (5,82) | 0,01 | 1,44 (1,94) | 19,69 (1,21) |
| 4 | FCB | 0,30 (3,50) | 1,66 (0,16) | 0,18 | 4,59 (3,50) | 11,21 (3,33) | 0,41 | 15,08 (0,85) | 18,94 (4,66) | 0,80 | 5,35 (0,92) | 57,14 (19,95) | 0,09 | 0,68 (0,31) | 31,61 (0,65) | 0,02 | 0,03 (0,03) | 21,17 (1,66) |
| 5 | FCL | 0,09 (0,01) | 0,23 (0,04) | 0,40 | 3,31 (0,39) | 2,80 (0,41) | 1,19 | 16,73 (1,25) | 1,66 (1,59) | 10,06 | 6,29 (0,25) | 137,00 (41,12) | 0,05 | 0,68 (0,46) | 18,65 (1,76) | 0,04 | 2,78 (1,38) | 8,06 (0,59) |
| 6 | CBS | 0,10 | 0,70 (0,12) | 0,14 | 2,20 | 4,21 (1,55) | 0,52 | 34,48 | 2,46 (2,62) | 14,00 | 11,28 | 112,99 (25,16) | 0,10 | 1,20 | 18,55 (2,53) | 0,06 | 4,02 (1,06) | 19,08 (1,17) |

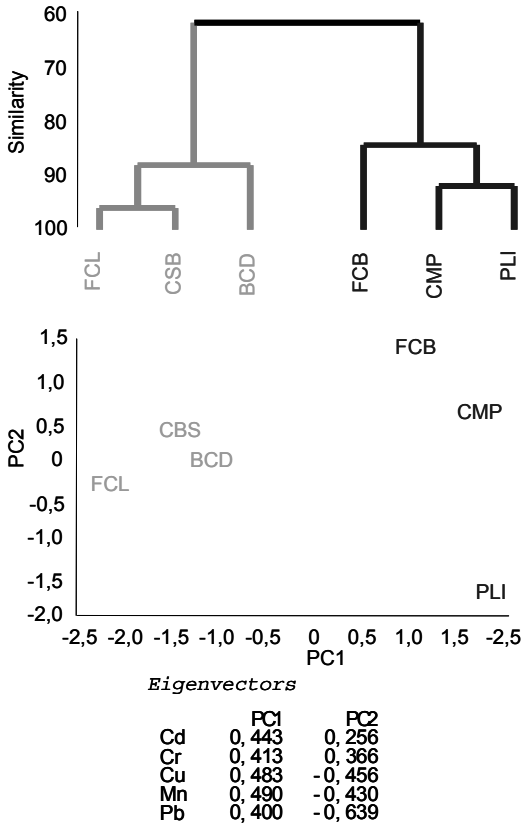



Fig. 2 - Grafico di similarità (Bray-Curtis similarity Index) (in alto) e PCA (in basso) riferiti alle concentrazioni medie dei metalli nei sedimenti delle diverse stazioni di campionamento. Per la PCA sono indicati i valori assunti dagli Eigenvectors per ciascuno dei metalli nelle prime due componenti principali (varianza spiegata 88%).

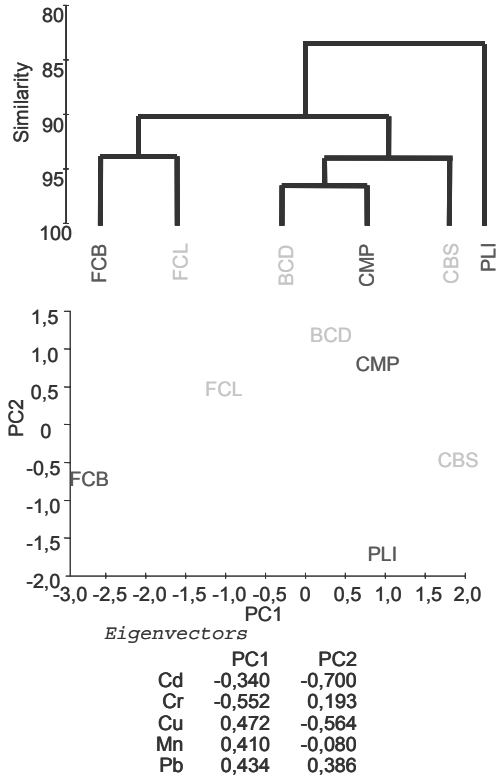
*Similarity graph (Bray-Curtis similarity Index) (on the top) and PCA (above) based on average concentrations of heavy metals in sediment samples of the 6 sampling sites. The eigenvectors presented, refer to each metal for the first and the second principal component (explained variance: 88%).*

1. AVS e metalli simultaneamente estratti (SEM): digestione in HCl 1M per 24 e contemporanea estrazione di AVS secondo il metodo di Allen modificato (Allen *et al*., 1993) La determinazione AVS è avvenuta con spettrofotometro (Portable datalogging Spectrophotometer - HACH DR/2010); i metalli sono stati determinati attraverso spettrofotometro ad assorbimento atomico (AAS).
2. Sostanza organica: determinata come stima della perdita di peso del campione dopo incenerimento in muffola (metodo LOI, temperatura di 450 °C per 16 ore).

c) *Analisi dei dati:* le concentrazioni dei metalli nei sedimenti e negli organismi sono state standardizzate e sottoposte ad analisi della varianza (ANOVA ad una via) ed analisi multivariata e precisamente Cluster Analysis (UPMGA) basata sulla matrice di similarità di Bray Curtis e PCA.

## Risultati

Nella Tab. 1 vengono presentati i valori di concentrazione dei metalli nei sedimenti e nei policheti, corredati da Fattori di Bioaccumulo (BAF), AVS e Sostanza Organica (valori medi e deviazione standard).




| | PC1 | PC2 |
|---|---|---|
| Cd | -0,340 | -0,700 |
| Cr | -0,552 | 0,193 |
| Cu | 0,472 | -0,564 |
| Mn | 0,410 | -0,080 |
| Pb | 0,434 | 0,386 |

Fig. 3 - Grafico di similarità (Bray-Curtis similarity Index) (in alto) e PCA (in basso) riferiti alle concentrazioni medie dei metalli nei policheti delle diverse stazioni di campionamento. Per la PCA sono indicati i valori assunti dagli Eigenvectors per ciascuno dei metalli nelle prime due componenti principali (varianza spiegata 76%).

*Similarity graph (Bray-Curtis similarity Index) (on the top) and PCA (above) based on average concentrations of heavy metals in polycheate samples of the 6 sampling sites. The eigenvectors presented, refer to each metal for the first and the second principal component (explained variance: 76%).*

L'analisi della varianza indica una differenza significativa (p = 0,026) tra le concentrazioni medie dei metalli nei sedimenti, l'analisi multivariata (Fig. 2) evidenzia più in dettaglio i rapporti tra le stazioni evidenziando una netta separazione tra le stazioni più prossime alla zona Industriale di Porto Marghera (FCB, CMP, PLI) e quelle più lontane (FCL, CBS, BCD). Le prime presentano le più elevate concentrazioni per tutti i metalli tranne il Mn, i cui maggiori livelli si rinvengono nell'altro gruppo di stazioni. L'analisi della varianza non indica alcuna differenza significativa (p = 0,72) tra le concentrazioni medie dei metalli nei policheti, i quali presentano un pattern multivariato

diverso da quello dei sedimenti (Fig. 3). Per i policheti le concentrazioni dei metalli nelle diverse stazioni seguono il seguente ordine: Cu>Mn>Cr>Pb>Cd. I rapporti tra massima e minima concentrazione dei singoli metalli nei sedimenti e nei policheti risultano rispettivamente: Cu 33,2 e 2,6; Cd 16,0 e 4,2; Pb 5,4 e 2,3; Cr 4,0 e 2,9; Mn 2,4 e 2,1 (Tab. 1 per dettagli). Si può notare che, pur in presenza di elevata variabilità nel contenuto di metalli nei sedimenti, gli animali riescono a mantenere nei loro tessuti un intervallo di concentrazione piuttosto regolare e limitato.

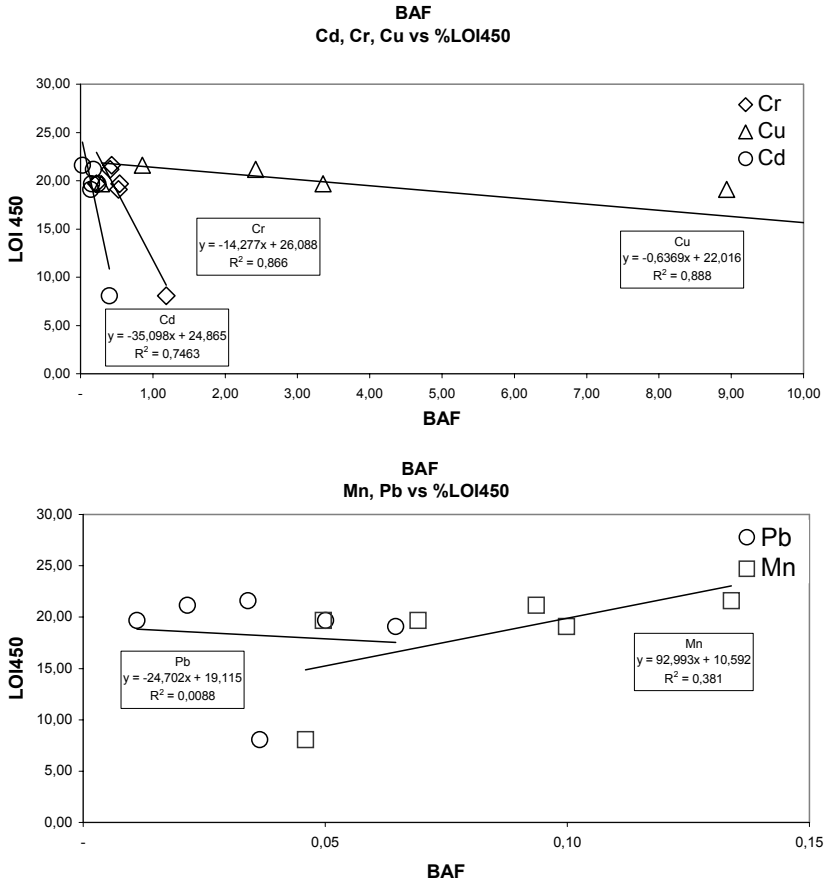



Fig. 4 - Rappresentazione dei fattori di bioaccumulo di Cr, Cd, Cu (4a) e di Mn e Pb (4b) verso il contenuto di sostanza organica del sedimento (stimata come % LOI450) con indicazione dell'equazione della linea di tendenza lineare.

*The diagram represents BAF values of Cr, Cd, Cu (4a) and of Mn and Pb (4b) versus organic matter content of sediment samples (% LOI450) with the indication of the calculated linear regression equation.*

I BAF di Cu, Cr e Cd appaiono inversamente correlati in maniera lineare con il contenuto di sostanza organica nel sedimento (Fig. 4a), mentre Mn e Pb non dimostrano relazioni chiare (Fig. 4b). Il rapporto SEM/AVS non presenta alcuna evidente relazione con le concentrazioni dei metalli rinvenuti nei policheti.

## Conclusioni

La caratterizzazione dei campioni dei sedimenti per i metalli considerati permettono una chiara suddivisione tra siti posti in prossimità e in lontananza dalla zona industriale. Questa differenziazione non è evidente nei policheti, entrando in gioco complessi meccanismi di assunzione legati da un lato alla biodisponibilità degli inquinanti e dall'altro alla mediazione fisiologica degli organismi.

Le relazioni tra i BAF e la percentuale di sostanza organica evidenziano una maggiore biodisponibilità di Cr, Cd, Cu nei sedimenti a minor contenuto di sostanza organica. Il rapporto SEM/AVS non si è dimostrato un efficace predittore di biodisponibilità per nessuno dei metalli determinati.

Il modello di Di Toro *et al*. (1990) si basa sul fatto che gli AVS possiedono una elevata capacità legante nei confronti dei metalli. Quando la somma dei SEM eccede la somma molare degli AVS, la capacità legante degli AVS si esaurisce e gli ioni metallici non legati si rinvengono nell'acqua interstiziale e sono quindi biodisponibili (Di Toro *et al.*, 1990).

Questo ragionamento è valido solo quando le altre componenti del sedimento in grado di legare i metalli quali la sostanza organica (Mahony *et al.*, 1996). L'alto contenuto di sostanza organica dei sedimenti lagunari e soprattutto delle barene, rende meno validi i presupposti per l'applicazione del modello di Toro nella predizione della biodisponibilità dei metalli. Inoltre parte degli AVS si ossidano nei sedimenti dell'intertidale durante le fasi di emersione. L'alternanza delle condizioni ossido-riduttive tipica degli ambienti intertidali e la bioturbazione di *H. diversicolor* contribuiscono quindi a far cadere le premesse sulle quali è fondata la predittività del rapporto SEM/AVS nei confronti della biodisponibilità.

**Ringraziamenti**

Gli autori ringraziano il Dr. Andrea Pesce per il supporto analitico e di laboratorio.

**Bibliografia**

ALLEN H.E., GOMGMIN F., DENG B. (1993) - Analysis of acid-volatile sulfide (AVS) and simultaneously extracted metals (SEM) for the estimation of potential toxicity in aquatic sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **12**: 1441-1454.

DI TORO D.M., MAHONY J.D., HASEN D.J., SCOTT K.J., HICKS M.B., MAYR S.M., REDMOND M.S. (1990) - Toxicity of cadmium in sediments: The role of acid volatile sulfide. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **9**: 1487-1502.

MAHONY J.D., DI TORO D.M., GONZALEZ A.M., CURTO M., DILG M., DE ROSA L.D., SPARROW L.A. (1996) - Partitioning of metals to sediment organic carbon. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **12**: 2187-2197.

OTERO X.L., MACÍAS F. (2002) - Spatial and seasonal variation in heavy metals in interstitial water of salt marsh soils. *Environmental Pollution*, **120** (2): 183-190.

OTERO X.L., HUERTA-DIAZ M.A., MACIAS F. (2000). Heavy metal geochemistry of saltmarsh soils from the Ría of Ortigueira (mafic and ultramafic areas, NW Iberian Peninsula). *Environmental Pollution*, **110** (2): 285-296.

VOLPI GHIRARDINI A., CAVALLINI L., DELANEY E., TAGLIAPIETRA D., GHETTI P.F., BETTIOL C., ARGESE E. (1999) - *H. diversicolor*, *N. succinea* and *P. cultrifera* (Polychaeta: Nereididae) as bioaccumulators of cadmium and zinc from sediments: preliminary results in the Venetian Lagoon (Italy). *Toxicological and Environmental Chemistry*, **71**: 457-474.

Questo lavoro è stato in parte finanziato dal Consorzio Ricerche Laguna (Co.Ri.La.) di Venezia.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 362-366

W. Masmoudi, M.S. Romdhane*, S. Khériji, M. El Cafsi

Faculté des Sciences de Tunis, Laboratoire de physiologie de la nutrition, Département des Sciences Biologiques, Campus universitaire - 1060 Tunis, Tunisie.
maswiem@lycos.com
*Institut National Agronomique de Tunisie, Agrocampus, 43 av. Charles Nicolle - 1082 Tunis, Tunisie

# MARINE POLLUTION MONITORING: THE USE OF ACETYLCHOLINESTERASE ACTIVITY AS A BIOMARKER IN A EURYHALINE FISH (*LIZA AURATA*)

## *MONITORAGGIO DELL'INQUINAMENTO MARINO: L'USO DELL'ATTIVITÀ ACETILCOLINESTERASICA QUALE BIOMARKER IN UN PESCE EURIALINO (*LIZA AURATA*)*

***Abstract***

*The inhibition of acetylcholinesterase (AChE) activity in fish muscle has been used as a parameter that indicates exposure to organophosphate compounds and carbamates. Measurement of this enzyme was investigated in the golden grey mullet* Liza aurata (Risso, 1810) *sampled in Autumn/Spring (2002/2003) from mouths of two urban effluents "Khelij channel" and "Meliane wadi" flowing into Tunis gulf. Results showed a significant inhibition ($P < 0.05$) of acetylcholinesterase activity in fishes captured from both Khelij and Meliane in Autumn compared to clean fishes reared in our laboratory. We suspected then the presence of pollutants in these effluents. However, we revealed that body length was inversely and significantly ($P < 0.05$) correlated to AChE activity. This result must be taken into account when this enzyme is used in pollution monitoring.*

***Key-words****: pollution monitoring, biomarker, acetylcholinesterase,* Liza aurata.

## Introduction

The increase of anthropogenic activities leads environment disruptions mainly due to the pollution. The aquatic environment constitutes an urban and industrial discharges receptor. These discharges contain generally metals, pesticides, hydrocarbons, and detergents potentially dangerous for marine organisms. The public awareness of this problem drove the specialized organizations to reflect on the urban discharge problem and in particular the wastewaters fate. In Tunisia, these waters are purified in sewage treatment plants. They serve either for irrigation or they are discharged directly into the sea. As this purification is far to be total, we wonder what is the impact of these discharges on the aquatic environment. The chemical analyses let us to find out levels of contamination in the environment (sediment, water and living organisms) but give few information on the biological effects of these pollutants. Therefore, the knowledge of toxicity mechanisms permits to improve predictive assessment of contamination impacts. Biomarkers constitute the biological reaction measurement implied in the early toxicity steps. Among these biomarkers, we are interested to the acetylcholinesterase. This enzyme, implied in the neurotransmission, is inhibited by organophosphorus and carbamate compounds. The aim of the present study was to asses the quality of a coastal marine area in Tunis Gulf by measuring acetylcholinesterase in a euryhaline fish (*Liza aurata*) captured from mouths of two channels, "Khelij" and "Meliane", flowing into the sea.

## Materials and methods

Specimens of *Liza aurata* (Risso, 1810) were captured with a net around the outlets of "Khelij" and "Meliane" channels (Fig. 1) during Autumn/Spring (2002/2003). Fishes were measured, weighed and rapidly dissected. Fragments of muscle were frozen in liquid nitrogen until analyses.

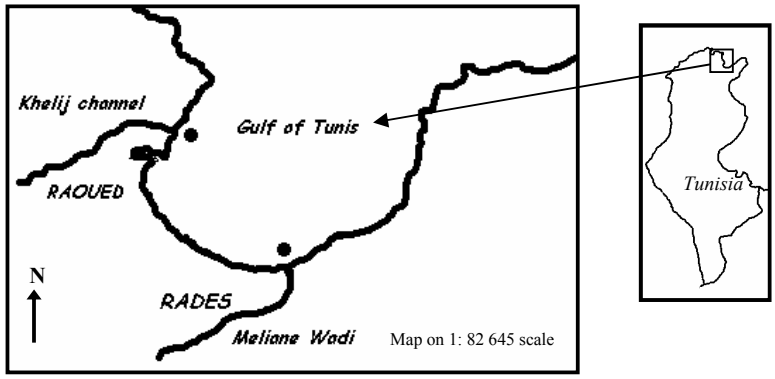



Fig. 1 - Localisation of sampling sites.
*Localizzazione delle stazioni di campionamento.*

Acetylcholinesterase activity: The muscle was ground in phosphate buffer 0.1 M, pH 7.8. The homogenate obtained was centrifuged at 9000 g for 10 min at +4 °C. The supernatant (S9) was removed and used to determine AChE activity. AChE activity was spectrophotometrically determined according to Ellman method (Ellman *et al*., 1961) by measuring the increase in absorbance of the sample at 405 nm in the presence of 2 mM acetylthiocholine (ATCi) as substrate and 0.2 mM 5,50-dithiobis-2-dinitrobenzoic acid (DTNB). The enzymatic reaction rate was quantified against a blank without substrate for each activity measurement. In order to subtract the spontaneous hydrolysis of the substrate a second blank was performed without sample. AChE activity is expressed as nmoles of product developed per minute per mg of proteins.

Protein determination Protein concentration in S9 was measured according to Lowry methods (Lowry *et al*., 1951), using serum albumin bovine as a standard.

Statistical analysis: Statistica software (StatSoft Inc., Tulsa, OK, USA) was used for all statistical analysis. Enzymatic activity data were analysed for each site using one-way analysis of variance (ANOVA).

## Results

In Autumn, AChE activity in the muscle of the golden grey mullet were significantly inhibited ($P<0.05$, ANOVA) from the two sites in comparison with the activity measured in reference fishes reared in the laboratory (Fig. 2). The decrease of enzyme activity was about 44% in fishes from Khélij channel and 52% in fishes from Meliane wadi. According to Galgani *et al*. (1992) these inhibition rates corresponds to unnatural variation. Similar levels of reduction were already registered

by Lionetto *et al*. (2003) in red mullet from Italian coastal marine area. Zinkl *et al.* (1991) showed that 60-70% inhibition of brain AChE in fish will result in death.

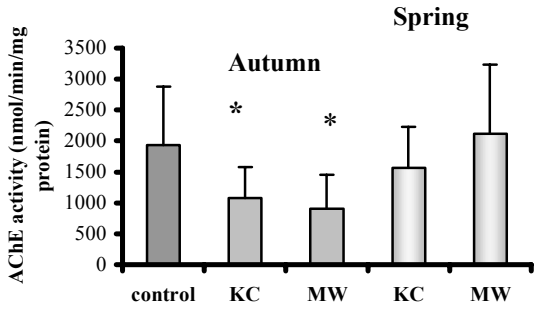



Fig. 2 - Acetylcholinesterase activity in the mullet (*Liza aurata*) from Khelij channel (KC) and Meliane wadi (MW) sampled in Autumn, Spring and from laboratory tanks (control).
* Significance level ($P < 0.05$).

*Attività acetilcolinesterasica nel cefalo (*Liza aurata*) del canal Khelij (KC) e del Meliane wadi (MW) campionati in autunno, primavera e dalle vasche di laboratorio (controllo).*

These data point out the exposure of mullets to anticholinesterase compounds. In fact, "Radés" area is characterized by an important industrial activity (textiles, chemicals, dyeing…), so all industrial wastes are dumped into Meliane wadi. Khelij channel is situated in an agricultural zone and constitute a receptor of wastes from sewage treatment plants. No information is currently available about contamination by organophosphorus compounds in these areas although Raïs (1999) revealed the presence of heavy metals in the sediment of Meliane (Pb: 40 ppm, Cu: 20 ppm, Cd: 5 ppm) and Khelij outlets (Pb: 61 ppm, Cu: 67 ppm, Cd: 3ppm). Heavy metals have been shown to have a strong inhibitory capacity towards AChE in fishes (Olson & Christensen, 1980; Lionetto et *al.,* 2001). On the other hand, Walker *et al.* (1996) demonstrated that the lindane, an organochlorine pesticide, cause disruption in the nervous system.

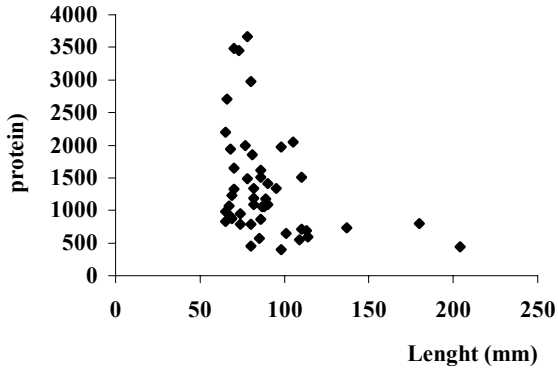



Fig. 3 - Correlation between length of mullet (*Liza aurata*) and AChE activity in muscle.

*Correlazione tra lunghezza del cefalo (*Liza aurata*) e l'attività acetilcolinesterasica nel muscolo.*

Hamza *et al.* (1998) revealed a significant inhibition of AChE in clam exposed to Lindane. We have already detected lindane residue in the superficial sediment and in the mullet fry from Khelij outlet (Masmoudi *et al*., 2001). In this case, the lindane could be a potential inhibitor of AChE in the mullet. The less striking inhibition was registered in Spring for fishes captured in both areas. The temperature of the environment may have a significant effect on the AChE activities (Bocquené *et al*., 1990). Hogan (1970) showed a linear increase of brain AChE activity of bluegills according to an increase of water temperature. In our study, no correlation was established between the enzyme inhibition and the water temperature. In fact, the difference in temperature between seasons was negligible (15.5±0.7 °C in autumn, and 16.5±2.4 °C in Spring).

Acetylcholinesterase activity showed a significant association with body length of the mullet as we registered a decrease of the enzyme activity with an increase of size (Fig. 3). These results are similar than those found by Sturm *et al*. (1999) in three-spined stickleblack and in chub by Flammarion *et al*. (2002). While Burgeot *et al.* (1996) noted that the inhibition of AChE activity was more important in young individuals of red mullet compared to old ones.

## Conclusions

In our study, we provide the first data about AChE biomarker in the mullet species from Tunis Gulf. We suspect the presence of anticholinesterase compounds in the investigated areas. In fact, the leaching of pesticides into the sea from agricultural lands and the discharge of urban and industrial wastewaters are probably responsible to this contamination. These preliminary results showed that AChE activity inhibition might reflect the early effects of xenobiotics and constitute a starting point to integrate biomarkers for monitoring pollution in Tunis Gulf.

### References

BOCQUENE G., GALGANI F., TRUQUET P. (1990) - Characterization and assay conditions for use of AChE activity from several marine species in pollution monitoring. *Mar. Environ. Res.,* **30**: 75–89.

BURGEOT T., BOCQUÉNÉ G., PORTE C., DIMEET J., SANTELLA R.M., GARCIA DE LA PARRA L.M., PFHOL-LESZKOWICZ A., RAOUX C., GALGANI F. (1996) - Bioindicators of pollutant exposure in the northwestern Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **131**: 125-141.

ELLMAN G.L., COURTNEY K.D., ANDERS V. (1961) – A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochem. Pharmacol.*, **7**: 88-95.

FLAMMARION P., NOURY P., GARRIC J. (2002) - The measurement of cholinesterase activities as a biomarker in chub (*Leuciscus cephalus*): the fish length should not be ignored. *Environ. Pol.,* **120** (2): 325-330.

GALGANI F., BOCQUENE G., CADIOU Y. (1992) – Evidence of variation in cholinesterase acticity in fish along a pollution gradient in the North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **91**: 77-82.

HAMZA-CHAFFAÏ A., ROMÉO M., GNASSIA-BARELLI M., EL ABED A. (1998) - Effects of copper and lindane on some biomarkers measured in the clam *Ruditapes decussatus*. *Bull. Env. Cont. Toxi*., **61**: 397-404.

HOGAN J.W. (1970) – Water temperature as a source of variation in specific activity of brain acetylcholinesterase of bluegills. *Bull. Env. Cont. Toxi*., **2**: 347-353.

LIONETTO M.G., GIORDANO M.E., CARICATO R., PASCARIELLO M.F., MARINOSCI L., SCHETTINO T. (2001) - Biomonitoring of heavy metal contamination along the Salento coast (Italy) by metallothionein evaluation in *Mytilus galloprovincialis* and *Mullus barbatus*. *Aqua. Conser. Mar. Fresh. Ecosys*., **11**: 305–310.

LIONETTO M.G., CARICATO R., GIORDANO M.E., PASCARIELLO M.F, MARINOSCI L., SCHETTINO T. (2003) – Integrated use of biomarkers (acetylcholinesterase and antioxidant enzymes activities) in *Mytilus galloprovincialis* and *Mullus barbatus* in an Italian coastal marine area. *Mar. Pol. Bull.,* **46**: 324–330.

LOWRY O.H., ROSBROUGH N.J., FARR A.L., RANDALL R.J. (1951) – Protein measurement with the folin phenolreagent. *J. Biol. Chem.,* **139**: 265-275.

MASMOUDI W., ROMDHANE M.S., KHERIJI S., EL CAFSI M. (2001) – Bioaccumulation in lindane in wild larvae of *Mugil cephalus*, *Liza aurata* and *Liza ramada*. MEDCOAST 01 Fifth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, 23-27 october, Hammamet (Tunisia).

OLSON D.L., CHRISTENSEN G.M. (1980) – Effects of water pollutants and other chemicals on fish acetylcholinesterase in vitro. *Environ. Res*., **21**: 327-335.

RAÏS M. (1999) – Géochimie des métaux lourds (Fe, Mn, Pb, Zn, Cu, Ni et Cd) dans les eaux et les sédiments du littoral du golfe de Tunis. Mobilité et impact des activités anthropiques. Thèse de doctorat en géologie. FST: 190 pp.

STURM A., WORGRAM J., HANSEN P.D., LIESS M. (1999) – Potential use of cholinesterase in monitoring low levels pf organophosphates in small streams: natural variability in three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) and relation to pollution. *Env. Tox. Chem*., **18** (2): 194–200.

ZINKL J.G., LOCKHART W.L., KENNY S.A., WARD F.J. (1991) - The effects of cholinesterase inhibiting insecticides on fish. In: Mineau P. (ed), *Cholinesterase Inhibiting Insecticides*. Elsevier, Amsterdam: 233–254.

WALKER C.H., HOPKIN S.P., SIBLY R.M., PEAKALL D.B. (1996) - Biochemical effects of pollutants. In: Walker C.H., Hopkin S.P., Sibly R.M., Peakall D.B. (eds), *Principles of ecotoxicology*, Taylor & Francis, London: 131-146.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 367-369

G. Caruso, D. Giordano, M. Mancuso, L. Genovese

Istituto Sperimentale Talassografico CNR, Sezione Messina dell'Istituto per lo studio dell'Ambiente Marino Costiero - I.A.M.C., Spianata S. Raineri, 86 - 98122 Messina, Italia.

# STUDIO PRELIMINARE DEGLI ENZIMI DIGESTIVI DI *SEPIA OFFICINALIS* LINNAEUS, 1758 ED *OCTOPUS VULGARIS* CUVIER, 1797 (MOLLUSCA: CEPHALOPODA)

# *PRELIMINARY STUDY OF DIGESTIVE ENZYMES IN* SEPIA OFFICINALIS *LINNAEUS, 1758 AND* OCTOPUS VULGARIS *CUVIER, 1797 (MOLLUSCA: CEPHALOPODA)*

***Abstract***

*The nature and distribution of digestive enzymes (total proteases, pepsin, tripsin, chimotrypsin, carboxypeptidases A and B, amylase, lipase) in wild specimens of* Sepia officinalis *and* Octopus vulgaris *(Mollusca Cephalopoda) were investigated, in order to achieve information on the digestive process in these species.*

***Key-words****: Cephalopods, enzymes, digestion,* Sepia officinalis*,* Octopus vulgaris*.*

## Introduzione

Crescente interesse è stato di recente rivolto all'allevamento dei molluschi cefalopodi a causa del loro rapido tasso di crescita ed elevato valore commerciale (Koueta e Boucaud-Camou, 2001). Sono stati quindi condotti studi per chiarire le esigenze nutrizionali correlate ai vari stadi di sviluppo di alcune specie, al fine di considerarne l'introduzione in acquacoltura (Villaneuva *et al*., 2002). La pianificazione di un corretto protocollo alimentare, fondamentale nelle pratiche produttive, non può prescindere dallo studio delle modalità digestive della specie allevata. Una campagna di pesca sperimentale condotta nell'autunno 2002 nel Mar Tirreno nell'ambito del Programma GRUND (GRUppo Nazionale risorse Demersali) ha offerto lo spunto per l'acquisizione di conoscenze di base sugli enzimi digestivi di *Sepia officinalis* ed *Octopus vulgaris*.

## Materiali e metodi

Durante la campagna di pesca, condotta nel Golfo di Patti, sono stati catturati, tramite rete a strascico sperimentale (36 mm di maglia), esemplari selvatici di *Sepia officinalis* ed *Octopus vulgaris* (n=10 per ciascuna specie). Campioni di ghiandola salivare, stomaco, cieco ed epatopancreas sono stati prelevati da ogni individuo, omogenizzati in tampone Tris-HCl 50 mM pH 7.0 in rapporto 1:10 (peso/volume), ed analizzati per la presenza di enzimi digestivi. In particolare è stato determinato il contenuto in: proteasi totali (Kunitz, 1947), pepsina (Anson, 1938), tripsina e chimotripsina (Hummel, 1947), carbossipeptidasi A e B (Appel, 1974), lipasi (Tietz and Fiereck, 1966), amilasi (Bernfield, 1955). Tutti i valori sono stati infine riportati come attività specifiche (U/mg proteina), normalizzandoli rispetto al contenuto in proteine. I dati sono stati sottoposti ad analisi di varianza.

## Risultati

In Tab. 1 sono riportati i valori enzimatici medi, ± deviazione standard (d.s.), ottenuti per ciascun organo. Nello stomaco di *S. officinalis*, sono stati rilevati livelli

di attività proteolitica più elevati rispetto a quelli di *O. vulgaris,* con un picco a pH 3. Minimi e massimi di attività proteolitica sono stati rilevati per entrambe le specie rispettivamente nell'epatopancreas e nella ghiandola salivare. In maniera analoga alle proteasi totali, i livelli di tripsina e chimotripsina sono risultati maggiori in *S. officinalis*, in particolare a livello della ghiandola salivare, mentre predominano nel cieco di *O. vulgaris*. Anche il contenuto in amilasi è risultato più elevato nelle ghiandole, in cui sono stati misurati valori simili in entrambe le specie. Al contrario, in *O. vulgaris* sono stati rilevati i maggiori livelli di lipasi, sia nell'epatopancreas che nella ghiandola salivare e di pepsina, che predomina a livello della ghiandola salivare e dello stomaco. Le carbossipeptidasi A e B sono risultate anch'esse prevalenti nella ghiandola salivare di entrambe le specie. Fatta eccezione per la pepsina a livello del cieco ($F=64.51$, $P<0.01$) e la carbossipeptidasi A nell'epatopancreas ($F=12.31$, $P<0.01$), non sono state osservate differenze significative fra *S. officinalis* ed *O. vulgaris* rispetto agli enzimi esaminati per ciascun organo.

Tab. 1 - Contenuto in enzimi digestivi (media±deviazione standard) riscontrato in esemplari di *Sepia officinalis* ed *Octopus vulgaris* (n=10).
I valori ottenuti sono espressi in U/mg proteina per le proteasi ed in U/ml per amilasi e lipasi. In grassetto sono riportati i valori più elevati misurati.

*Digestive enzynes (mean±standard deviation) found in* Sepia officinalis *and* Octopus vulgaris *(n=10). Values obtained are expressed as U/mg protein for all proteases and U/ml for amylase and lipase. The highest values recorder are reported in bold.*

| SPECIE | Enzima | Ghiandola digestiva | Stomaco | Cieco | Epatopancreas |
|---|---|---|---|---|---|
| *Sepia officinalis* | proteasi totali | 30.027±24.952 | **27.942**±11.976 | 8.417±4.273 | 7.883±2.605 |
| | pepsina | 1.842±0.239 | 1.734±0.610 | 0.381±0.115 | 0.367±0.209 |
| | tripsina | **1.679**±0.447 | **0.418**±0.339 | 0.315±0.211 | 0.459±0.368 |
| | chimotripsina | **1.116**±0.036 | 0.144±0.115 | 0.355±0.302 | **0.373**±0.332 |
| | carbossipeptidasi A | 0.131±0.123 | nd | nd | 0.009±0.006 |
| | carbossipeptidasi B | **0.318**±0.223 | nd | nd | 0.005±0.0036 |
| | lipasi | 2.262±0.209 | nd | nd | 6.776±0.769 |
| | amilasi | 1.575±0.541 | 0.899±0.345 | 0.321±0.305 | 0.499±0.314 |
| *Octopus vulgaris* | proteasi totali | **42.524**±21.241 | 16.85±7.652 | **16.198**±10.110 | **9.256**±4.514 |
| | pepsina | **3.450**±0.498 | **1.818**±0.151 | **0.398**±0.022 | **0.854**±0.159 |
| | tripsina | 0.243±0.054 | 0.319±0.367 | **0.700**±0.670 | **0.658**±0.215 |
| | chimotripsina | 0.323±0.304 | **0.490**±0.328 | **0.378**±0.287 | 0.113±0.093 |
| | carbossipeptidasi A | **0.140**±0.107 | nd | nd | **0.049**±0.002 |
| | carbossipeptidasi B | 0.176±0.165 | nd | nd | **0.056**±0.064 |
| | lipasi | **3.220**±0.664 | nd | nd | **16.550**±0.760 |
| | amilasi | **1.579**±0.298 | **1.327**±0.616 | **0.889**±0.671 | **1.158**±0.587 |

## Conclusioni

Nonostante la loro importanza per pianificare tipo e modalità del regime alimentare in allevamento in condizioni controllate, i profili enzimatici di *Sepia officinalis* ed *Octopus vulgaris* risultano tuttora poco studiati. Pur non potendo fornire informazioni in merito alla fase digestiva in cui gli esemplari sono stati campionati, lo studio condotto apporta un contributo a quanto noto sulle funzioni digestive delle specie in esame. Mentre, per quanto ci è noto, non esistono in letteratura riferimenti riguardanti

gli enzimi lipolitici ed amilolitici di *S. officinalis* ed *O. vulgaris*, dati concernenti l'attività proteolitica di *O. vulgaris* sono stati riportati per le paralarve di esemplari selvatici (Boucaud-Camou e Roper, 1995) ed allevati (Villanueva *et al.,* 2002), in stadi giovanili ed adulti (Morishita *et al.,* 1979; Boucaud-Camou *et al.,* 1985; Boucher-Rodoni *et al.,* 1987). La distribuzione enzimatica complessiva osservata nei vari organi degli esemplari esaminati ha messo in evidenza un'ampia varietà di enzimi nella ghiandola salivare, un gradiente decrescente di pepsina ed amilasi dalla ghiandola salivare al cieco ed un maggiore contenuto di lipasi a livello dell'epatopancreas. Tale riscontro è in accordo con la funzione di secrezione di enzimi digestivi nota per tali organi (Morishita *et al.*, 1979; Boucher-Rodoni, 1982). L'elevato contenuto di proteasi è legato alla dieta carnivora che caratterizza entrambe le specie (Boucaud-Camou *et al.,* 1985; Boucher-Rodoni *et al.*, 1987). I dati preliminari confermano la sostanziale similarità dei processi digestivi in *S. officinalis* ed *O. vulgaris*, in accordo con quanto già osservato (Boucaud-Camou e Boucher-Rodoni 1983).

**Bibliografia**

ANSON M.L. (1938) – The estimation of pepsin, trypsin, papain and cathepsin with haemoglobin. *J. Gen. Physiol*., **22**: 79-89.

APPEL W. (1974) - Carboxypeptidases. In: Bergmeyer H.U. (ed), *Methods of Enzymatic analysis*, Academic Press, New York, **2**: 996-997.

BERNFIELD P. (1955) – Amylase α and β. In: Colowich S.P. (ed), *Methods in Enzymology*, Academic Press, New York, **1**: 149-150.

BOUCAUD-CAMOU E., BOUCHER-RODONI R. (1983) – Feeding and digestion in Cephalopods. In: Saleuddin A.S.M. and Wilbur K.M. (eds), *The Mollusca. Physiology,* Academic Press, New York, **2**: 149-187.

BOUCAUD-CAMOU E., ROPER C.F.E. (1995) – Digestive enzymes in paralarval cephalopods. *Bull. Mar. Sci.,* **57**: 313-327.

BOUCAUD-CAMOU E., YIM M., TRESGOT A. (1985) – Feeding and digestion of young *Sepia officinalis* L. (Mollusca: Cephalopoda) during post-hatching development. *Vie Milieu, Ser. C*, **35**: 263-266.

BOUCHER-RODONI R. (1982) – The digestive gland of Cephalopods, organ of synthesis and secretion of digestive enzymes. *Cah. Biol. Mar*., **23** (3): 299-318.

BOUCHER-RODONI R., BOUCAUD-CAMOU E., MANGOLD K. (1987) – Feeding and digestion. In: Boyle R. (ed), *Cephalopod Life Cycles*, Academic Press, New York, **2**: 85-108.

HUMMEL B.C.W. (1947) – A modified spectrophotometric determination of chymotrypsin, trypsin and thrombin. *Can. J. Bioch. Physiol.,* **37**: 1393-1399.

KOUETA N., BOUCAUD-CAMOU E. (2001) - Basic growth relations in experimental rearing of early juvenile cuttlefish *Sepia officinalis* L. (Mollusca: Cephalopoda). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* **265**: 75-87.

KUNITZ M. (1947) – Crystalline soybean trypsin inhibitor. II. General properties. *J. Gen. Physiol*., **320**: 291-310.

MORISHITA T., UENO R., TAKAHASHI T. (1979) – Partecipation in digestion by the proteolytic enzymes of the posterior salivary gland in *Octopus*. 5. Examination for finding protein digestive enzymes in the posterior salivary gland. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, **45** (2): 177-180.

TIETZ N.W., FIERECK E.A. (1966) – A specific method for serum lipase determination. *Clin. Chim. Acta*, **13**: 352-358.

VILLANUEVA R., KOUETA N., RIBA J., BOUCAUD-CAMOU E. (2002) – Growth and proteolytic activity of *Octopus vulgaris* paralarvae with different food rations during first feeding, using *Artemia nauplii* and compound diets. *Aquaculture*, **205**: 269-286.

Lo studio è stato condotto nell'ambito del Progetto GRUND "Valutazione delle risorse demersali".

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 370-374

A. Corato, R.M. Lopparelli, S. Tenti, S. Segato

Dipartimento di Scienze Zootecniche, Università degli Studi di Padova - Agripolis
Viale dell'Università, 16 - 35020 Legnaro (PD), Italia.

# VALUTAZIONE NUTRIZIONALE DELLO SCARTO DELLA PESCA A STRASCICO QUALE ALIMENTO PER PESCI MARINI

## *NUTRITIONAL EVALUATION OF FISHING BY-PRODUCT AS MARINE FISH FOODSTUFF*

***Abstract***

*Fishing byproduct could be use as ingredient of marine fish diets. Trawling byproduct samples from Northern Adriatic were carried out both in 1999 and 2000 and analyzed to assess chemical composition and amino acidic (AA) profile. Results evidenced that the amount of byproduct was very small (10% on average) and it showed a wide variability of lipids content and a limited quantity of crude protein and EAAs. So the use of fishing byproduct as marine fish diet appears not useful, except as ingredient of fresh diet for high-value species (crustaceans).*

***Key-words***: *byproducts, chemical composition, amino acid, mariculture.*

## Introduzione

In maricoltura l'alimentazione rappresenta una quota preponderante dei costi di produzione, attestandosi generalmente su valori superiori al 50% della spesa totale. Con lo scopo di ridurne l'incidenza, è stata formulata già da tempo l'ipotesi di sostituire gli alimenti completi commerciali con diete aziendali a base di materie prime e sottoprodotti, tra cui la frazione organica dello scarto dell'attività di pesca e della successiva lavorazione dei prodotti di cattura. Questa soluzione consentirebbe un'integrazione produttiva tra attività di pesca e allevamento intensivo, aumentando l'efficienza del ciclo alimentare e la sua sostenibilità. È stata pertanto condotta una prova per saggiare la possibilità di impiegare lo scarto del pescato come ingrediente principale per pastoni umidi da somministrare a pesci o crostacei, valutandone composizione centesimale e profilo aminoacidico.

## Materiali e metodi

I prelievi di campioni dello scarto sono stati eseguiti su tre motopescherecci (in media: 20 TSL e motore di 220 HP; rete con maglia al sacco di 40 mm di apertura) che operavano al largo di Caorle (VE), effettuando quattro campionamenti in concomitanza di ciascuna stagione delle annate 1999 e 2000. L'areale di pesca si estendeva da 3 miglia dalla costa fino al limite delle acque territoriali, con una profondità pari a 15-30 m e condizioni ambientali tipiche dell'Alto Adriatico (Segato *et al*., 2003). Per ciascun rilievo giornaliero, dal materiale portato a bordo in 3-4 cale successive, è stata separata dapprima la categoria commerciale; della parte rimanente, si è prelevato un campione rappresentante circa il 10% della massa complessiva, da cui sono stati allontanati rifiuti, fango e frazione inorganica (formazione calcaree). In accordo con Marano *et al*. (1998) la frazione organica residuante è stata suddivisa in "sporco" (composto da organismi non utilizzabili, per lo più invertebrati e alghe) e "scarto"

(organismi potenzialmente utilizzabili). Le due frazioni sono state pesate e dello sporco sono stati individuati e ponderati gli organismi attribuibili ai seguenti taxa: bivalvi, tunicati, crostacei, poriferi ed echinodermi. Aliquote rappresentative dello scarto di ciascun rilievo sono state macinate, liofilizzate e sottoposte ad analisi per la composizione centesimale con metodica AOAC (1990), tranne la proteina grezza che è stata calcolata per differenza e al lordo degli estrattivi inazotati. Con riferimento ai soli prelievi del 2000, si è determinato il contenuto aminoacidico in HPLC, previa derivatizzazione in pre-colonna (Bidlingmeyer *et al*., 1984).

## Risultati e conclusioni

In entrambe le annate, del materiale organico portato a bordo solo una quantità variabile tra il 7% e il 12% è stata classificata come scarto, mentre la restante parte era costituita da organismi attualmente considerati inutilizzabili, lo sporco (Tab. 1).

Tab. 1 - Suddivisione della frazione organica del pescato in scarto e sporco (% in peso sul totale).
*Sharing of the organic fraction of the fished into byproduct and dirty (% on weight basis).*

| Anno 1999 | APRILE | LUGLIO | OTTOBRE | DICEMBRE |
|---|---|---|---|---|
| Scarto | 11 | 8 | 10 | 7 |
| Sporco, *di cui* | 89 | 92 | 90 | 93 |
| - *bivalvi* | 28 | 22 | 40 | 41 |
| - *tunicati* | 13 | 11 | 8 | 7 |
| - *crostacei* | 14 | 12 | 10 | 19 |
| - *poriferi* | 33 | 40 | 32 | 25 |
| - *echinodermi* | 9 | 10 | 6 | 4 |
| - *altro* | 3 | 5 | 4 | 4 |
| Anno 2000 | | | | |
| Scarto | 10 | 12 | 11 | 7 |
| Sporco, *di cui* | 90 | 88 | 89 | 93 |
| - *bivalvi* | 36 | 47 | 49 | 32 |
| - *tunicati* | 19 | 12 | 20 | 19 |
| - *crostacei* | 8 | 6 | 8 | 2 |
| - *poriferi* | 20 | 23 | 8 | 20 |
| - *echinodermi* | 10 | 7 | 7 | 22 |
| - *altro* | 7 | 5 | 6 | 5 |

Lo scarto era composto principalmente da varie specie di pesci e cefalopodi integri oppure lacerati in regioni corporee più o meno estese. La quantità di scarto derivante dall'attività di pesca di un motopeschereccio operante con reti a strascico e divergenti nell'Alto Adriatico è risultata in media di cica 50 kg per giornata, pari al 5% della massa complessiva portata a bordo. L'analisi della composizione centesimale dello scarto evidenzia valori di umidità tra 62.0% e 73.3% (Tab. 2); il tenore idrico elevato può aggravare i costi di trasporto e ridurre la conservabilità del sottoprodotto. Il con-

tenuto in proteina grezza è risultato più costante (17-22%) mentre la componente che è variata maggiormente è stata quella lipidica, facendo registrare valori compresi tra 2.2% e 10.6%. Tale variazione è da imputarsi sia alla variabilità delle specie costituenti lo scarto, sia alla diversa incidenza delle riserve adipose che tali organismi depositano in relazione a fattori biologici (stato nutrizionale) e ambientali (stagione di cattura). In proposito, vi è da considerare che l'areale di pesca era rappresentato da un ampio tratto di mare, che interessava, secondo la stagione, aree di cattura sottocosta o pelagiche; in relazione all'*habitus* riproduttivo è variata la composizione dello scarto per specie, età o stato di ingrassamento. L'incostanza della composizione chimica dello scarto è un serio limite tecnologico al suo potenziale impiego come alimento per pesci marini allevati intensivamente, in quanto costringe volta per volta alla determinazione delle integrazioni energetiche e nutritive da apportare in sede di formulazione della razione. La composizione dello scarto non sembra comunque idonea al fine di un suo utilizzo come alimento fresco in maricoltura, stante la rilevante quantità delle integrazioni energetiche e proteiche necessarie. Il rapporto proteina grezza/energia lorda (24-35 mg/kJ) è risultato infatti superiore ai valori considerati ottimali (18-24), principalmente a causa del ridotto tenore lipidico. Inoltre, i dati relativi al profilo aminoacidico evidenziano un modesto contenuto in aminoacidi essenziali rispetto agli standard proposti per la nutrizione di pesci marini (Guillame *et al*., 1999), con particolare riferimento a metionina, lisina, arginina e istidina (Tab. 3). Lo scarto si caratterizza anche per un modesto contenuto in acidi grassi polinsaturi a lunga catena (dati non tabulati), il cui fabbisogno per i pesci marini è invece elevato (Kaushik, 1997).

Tab. 2 - Composizione centesimale (g) ed energia lorda (kJ) per 100 g tal quali di scarto del pescato.
*Chemical composition (g) and gross energy (kJ) per 100 g of wet weight fishing by-product.*

| Anno 1999 | APRILE | LUGLIO | OTTOBRE | DICEMBRE |
|---|---|---|---|---|
| Umidità | 68.2 | 69.8 | 70.5 | 73.3 |
| Proteina grezza | 21.5 | 17.4 | 17.7 | 18.2 |
| Estratto etereo | 3.5 | 6.2 | 3.8 | 3.0 |
| Ceneri | 6.8 | 6.6 | 8.0 | 5.5 |
| Energia lorda | 644 | 652 | 566 | 546 |
| PG/EL (mg/kJ) | 33.4 | 26.7 | 31.3 | 33.3 |
| Anno 2000 | | | | |
| Umidità | 62.0 | 70.3 | 69.1 | 71.3 |
| Proteina grezza | 21.9 | 19.6 | 17.1 | 18.7 |
| Estratto etereo | 10.6 | 4.3 | 2.2 | 2.7 |
| Ceneri | 5.5 | 5.8 | 11.6 | 7.3 |
| Energia lorda | 929 | 630 | 489 | 546 |
| PG/EL (mg/kj) | 23.6 | 31.1 | 35.0 | 34.2 |

PG = 100 - (umidità + estratto etereo + ceneri). Energia lorda calcolata sulla base di (kJ/g): PG = 23.6 e EE = 38.9

*CP = 100 - (moisture + ether extract + ash). Gross energy calculated by using (kJ/g): CP = 23.6 and EE = 38.9*

In definitiva, considerando l'esigua quantità di scarto che residua dall'attività di cattura di un motopeschereccio operante a strascico in Alto Adriatico, il dispendio di manodopera necessario per separarlo dalla massa complessiva e lo scarso valore nutrizionale di tale matrice organica, si può concludere, in accordo con la letteratura, che l'impiego dello scarto di pesca come ingrediente principale per la formulazione di un alimento completo fresco sia impraticabile in termini economici. Un'eccezione può essere rappresentata dall'alimentazione di animali che in fase larvale o di ingrasso richiedano la somministrazione di diete fresche (crostacei) e comunque previa integrazione per bilanciare l'apporto di nutrienti in relazione agli specifici fabbisogni delle specie considerate.

Tab. 3 - Contenuto in aminoacidi dello scarto (g/100 g s.s.) nei quatto rilievi del 2000.
*Amino acids amount of fishing byproduct (g/100 g DM) in the four samples of 2000.*

| | APRILE | LUGLIO | OTTOBRE | DICEMBRE |
|---|---|---|---|---|
| ASPARAGINA | 5.46 | 4.37 | 4.30 | 4.28 |
| SERINA | 3.50 | 2.95 | 2.45 | 2.69 |
| GLUCINA | 6.99 | 5.82 | 5.33 | 5.63 |
| GLICINA | 4.83 | 5.46 | 4.73 | 5.11 |
| ISTIDINA | 0.98 | 0.98 | 0.80 | 0.85 |
| ARGININA | 2.47 | 3.03 | 2.35 | 2.29 |
| TREONINA | 2.80 | 2.67 | 2.14 | 2.26 |
| ALANINA | 4.87 | 4.47 | 4.10 | 4.23 |
| PROLINA | 2.27 | 2.73 | 2.18 | 2.38 |
| CISTEINA | 0.29 | 0.29 | 0.35 | 0.40 |
| TIROSINA | 1.43 | 1.31 | 1.20 | 1.31 |
| VALINA | 2.55 | 2.18 | 1.85 | 2.05 |
| METIONINA | 1.37 | 1.30 | 1.16 | 1.22 |
| LISINA | 4.24 | 3.33 | 2.95 | 3.11 |
| ISOLEUCINA | 1.98 | 1.72 | 1.55 | 1.61 |
| LEUCINA | 4.35 | 3.75 | 3.33 | 3.43 |
| FENILALANINA | 1.66 | 1.59 | 1.30 | 1.45 |
| TOTALE | 52.04 | 47.95 | 42.07 | 44.30 |

**Ringraziamenti**

Si ringraziano i pescatori della marineria di Caorle (VE) per la collaborazione nella fase di separazione e raccolta delle frazioni sporco e scarto a bordo dei motopescherecci.

**Bibliografia**

AOAC (1990) – *Official Methods of Analysis of Association of Official Analytical Chemists.* In: Helrich K. (ed), 15th ed, Published by The Association of Official Analytical Chemists, Inc., Arlington, Virginia, USA.

BIDLINGMEYER B.A., COHEN S.A., TARVIN T.L. (1984) – Rapid analisys of amino acids using pre-column derivatization. *Journal of Chromatography*, **336**: 93-104.

GUILLAME J., KAUSHIK S., BERGOT P., METAILLER R. (1999) – *Nutrition et alimentation des poissons et crustacés*, INRA, Paris, F: 489 pp.

KAUSHIK S. (1997) – *Recent developments in the nutrition and feeding of marine finfish of interest to the Mediterranean*. Proceedins of INVE Conference, ALIIA Tradeshow, Thessaloniki, September 27.

MARANO G., UNGARO N., MARANO C.A., MARSAN R. (1998) – La ricerca sulle risorse demersali del bacino adriatico sud-occidentale (anni 1985-97): sintesi dei risultati. *Biol. Mar. Medit*., **5** (3): 109-119.

SEGATO S., GIACCONE G., GOBBATO D., NOVELLI E., LOPPARELLI R.M., CATELLANI P., BALZAN S., ANDRIGHETTO I. (2003) – Influenza della stagione di cattura su caratteristiche biometriche e nutrizionali di cefalopodi provenienti dall'Alto Adriatico. *Biol. Mar. Medit.,* **10** (2): 357-366.

Ricerca finanziata dal MIPAF – Direzione Generale della Pesca e dell'Acquacoltura, nell'ambito del IV e V Piano triennale per la pesca e l'acquacoltura.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 375-377

O. Di Matteo[1], P. Masullo[1], G. Sorrenti[1], M. do Espirito Santo[1], G. Perrucci[2-3], G. Sansone [1-3]

[1]Dipartimento di Fisiologia Generale ed Ambientale, Università di Napoli,
Via Mezzocannone, 16 - 80134 Napoli, Italia.
[2]Dip. di Scienze Zootecniche ed Ispezione degli alimenti, Università di Napoli, Italia.
[3]CRIAcq (Centro di Ricerche Interdipartimentale per l'Acquacoltura), Portici, Napoli, Italia.

# EFFETTI DELLA VARIAZIONE DEL pH E DELLA SALINITÀ SU SPERMATOZOI DI *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS*

# *EFFECTS OF THE pH AND SALINITY VARIATIONS ON* MYTILUS GALLOPROVINCIALIS *SPERMATOZOA*

***Abstract***

*The aim of this work was the evaluation of the effects of the pH and salinity variations on* Mytilus galloprovincialis *sperm motility. Gametes from mature producers, obtained by bioptical sample, were diluted in sea water at different salinity and pH values and the effects on their motility were evaluated. The results show that under no circumstances sperm motility was lower than 4$^{th}$ class.*

***Key-words:*** Mytilus galloprovincialis*, spermatozoa, physiology.*

## Introduzione

Gli spermatozoi di *M. galloprovincialis* al termine della gametogenesi restano localizzati nella gonade per essere emessi solo con l'instaurarsi di condizioni ambientali ottimali. E' stato dimostrato che parametri ambientali quali il pH o la pressione osmotica inducono una depolarizzazione a livello della membrana degli spermatozoi degli organismi marini tale da stimolarne la motilità (Stoss, 1983). Altri invece, come la temperatura, non influiscono direttamente sull'attivazione spermatica ma sulla durata e sulla velocità della loro motilità. Lo scopo di questo lavoro è stato la valutazione degli effetti delle variazioni di pH e salinità sulla motilità spermatica in *M. galloprovincialis.*

## Materiali e metodi

Gli spermatozoi, prelevati biopticamente, sono stati diluiti a differenti condizioni sperimentali in acqua di mare (1:200), filtrata (0,40 μm) ed autoclavata. Mantenendo costante il pH (pH=8) sono state dapprima testate tre differenti condizioni di salinità: 28‰, 34‰, 42‰. Successivamente, alla salinità di 34‰, sono stati studiati gli effetti di differenti condizioni di pH (pH=7 e pH=9) sull'attivazione degli spermatozoi. In tutte le condizioni sperimentali la temperatura è stata mantenuta costante (20±1 °C).

Dopo 1-2-5-10-15-30-45-60-90-120 minuti dalla loro attivazione, sono state prelevate aliquote di seme per la determinazione della classe di motilità in base alla percentuale di spermatozoi con movimento rapido, vigoroso e lineare (RVL), secondo la Tab. 1.

Ciascun esperimento è stato condotto in triplicato (n=9). Le valutazioni statistiche sono state condotte con l'analisi della varianza ad una via seguita dallo SNK post-hoc test.

## Risultati

È stato preso in considerazione l'arco temporale di attivazione delimitato da valori di motilità superiori o uguali alla terza classe in quanto, come si evince dalla Tab. 1, è la condizione che assicura il 50% di spermatozoi mobili.

Tab. 1 - Relazione tra classi di motilità e percentuale di spermatozoi mobili, cioè con movimento rapido, vigoroso e lineare (RVL) (Fabbrocini *et al*., 2000).

*Relationship between motility classes and spermatozoa's motility percentage with rapid, vigorous and forward movements (RVL) (Fabbrocini* et al., *2000).*

| Classi di motilità | % spermatozoi RVL |
|---|---|
| 5 | 100 |
| 4.5 | 90 |
| 4 | 80 |
| 3.5 | 65 |
| 3 | 50 |
| 2.5 | 30 |
| 2 | 20 |
| 1.5 | 15 |
| 1 | 10 |
| 0.5 | 5 |
| 0 | 0 |

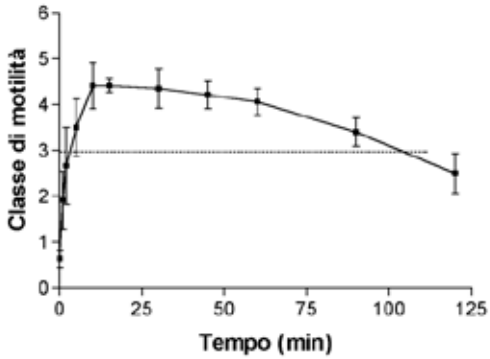



Fig. 1 - Attivazione degli spermatozoi alle seguenti condizioni sperimentali: salinità 34‰; temperatura 20±1 °C; pH 8.0.

*Spermatozoa's motility at the following experimental conditions: 34‰ salinity; 20±1 °C temperature; pH 8.0.*

Alle condizioni di pH 7 e 9, pertanto, sono stati osservati archi temporali di attivazione brevi, rispettivamente di 55 e 58 min. Alla condizione di pH=8, invece, la massima classe di motilità (4,5) è stata raggiunta in 10 min con un arco di attivazione di durata di 107 min (Fig. 1). La diminuzione della salinità al 28‰, a pH costante

(pH = 8), ha determinato una più lenta attivazione degli spermatozoi ed in tali condizioni l'arco di selezione era di 83 min. Alla salinità 42‰ la terza classe di motilità è stata raggiunta dagli spermatozoi in soli 2 min, ma decadeva rapidamente determinando un arco di selezione di soli 43 min. Per tutti i valori testati in nessun caso sono stati osservati picchi di motilità inferiori alla quarta classe.

Tab. 2 - Durata degli archi di attivazione alle differenti condizioni sperimentali. L'asterisco (*) indica una differenza significativa tra le condizioni sperimentali adottate (Analisi della Varianza ad una via seguita dal SNK post-hoc test).

*Sperm activation time in the different experimental conditions. Asterisk (*) indicates a significant difference between the adopted conditions (One way Anova followed by SNK post-hoc test).*

| Condizioni sperimentali | Arco di attivazione (min) |
|---|---|
| PH=7; Sal: 34‰ | 55 ± 2 |
| PH=9; Sal: 34‰ | 58 ± 5 |
| PH=8; Sal: 34‰ | 107 ± 5 * |
| PH=8; Sal: 28‰ | 83 ± 4 |
| PH=8; Sal: 42‰ | 43 ± 3 |

## Conclusioni

In definitiva, le migliori condizioni per l'attivazione della motilità di tale seme risultano essere salinità 34‰, pH = 8 e T = 20±1 °C (Tab. 2), dal momento che in queste condizioni è stato osservato un lungo arco temporale di attivazione (circa 100 minuti) durante il quale la motilità è sempre stata superiore alla III classe (50% spermatozoi RVL) (Fig. 1).

Questi risultati mostrano che gli spermatozoi di *M. galloprovincialis* sono abbastanza resistenti alle variazioni ambientali in quanto in grado di tollerare ampi intervalli di salinità e pH a temperatura costante. Tali informazioni rappresentano una indagine preliminare utile ad ampliare le conoscenze fisiologiche degli spermatozoi di *M. galloprovincialis* al fine di ottimizzare le procedure di congelamento di tale sistema biologico.

### Bibliografia

STOSS J., REFSME T. (1983) - Short-term Storage and Cryopreservation of Milt from Atlantic Salmon and Sea Trout. *Aquaculture*, **30**: 229-236.

FABBROCINI A., LUBRANO LAVADERA S., RISPOLI S., SANSONE G. (2000) - Cryopreservation of Seabream *(Sparus aurata)* Spermatozoa. *Cryobiology*, **40**: 46-53.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 378-380

O. Di Matteo[1], S. Ieropoli[1], I. Montanino[1], M. do Espirito Santo[3], I. Nascimento[4], G. Perrucci[2,3], G. Sansone[1,3]

[1]Dipartimento di Fisiologia Generale ed Ambientale, Università di Napoli, Via Mezzocannone, 16 - 80134 Napoli, Italia.
[2]Dip. di Scienze Zootecniche ed Ispezione degli alimenti, Università di Napoli, Italia.
[3]CRIAcq (Centro di Ricerche Interdipartimentale per l'Acquacoltura), Portici, Napoli, Italia.
[4] Faculdade De Tecnologia e Ciencias, Salvador, Bahia, Brasil.

# EFFETTI DI SOLUZIONI CRIOPROTETTIVE SU SPERMATOZOI DI *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS*

# *EFFECTS OF CRYOPROTECTANS ON* MYTILUS GALLOPROVINCIALIS *SPERMATOZOA*

***Abstract***

*The effects on mussel* Mytilus galloprovincialis *spermatozoa of various cryoprotectants at 10', 20' e 30' exposure time were evaluated. The cryoprotectants and their concentrations were: DMSO, EG, PG between 5-20%, GL-OH 7%, 14% and METOH 5%, 10%. Toxic effects were evaluated on the motility and fecundation capacity through the ability of embryos to continue their development to larvae D stage. Lowest toxic effects were showed by following cryoprotective agents: DMSO and EG 5%, 7% e 10%; PG 5% e 7% at 20' exposure time.*

***Key- words:*** *cryoprotectants,* Mytilus galloprovincialis*, spermatozoa.*

## Introduzione

Tra i numerosi fattori che influenzano il successo di una procedura di criopreservazione è fondamentale l'equilibrio tra biotossicità del crioprotettivo e la sua capacità di protezione della cellula da criopreservare (Chao *et al.*, 1997; Lahnsteiner *et al.*, 1996). Molteplici motivi spingono a studiare e ad ottimizzare le procedure per il congelamento di embrioni di molluschi (mitili, ostriche, etc.). Grazie a queste metodiche, infatti, è possibile disporre di gameti ed embrioni al di fuori della stagione riproduttiva ed utilizzarli come alimento per le larve di pesce, nei test ecotossicologici, in protocolli per manipolazioni genetiche o per preservare specie da rischio di estinzione.

Nell'ambito di un più ampio studio teso alla ottimizzazione delle procedure per il congelamento di embrioni di molluschi bivalvi, questo lavoro rappresenta un'indagine preliminare il cui scopo è la valutazione degli effetti di vari crioprotettivi, a varie concentrazioni e a diversi tempi di esposizione, sulla motilità degli spermatozoi (Fabbrocini *et al*., 2000) e sulla capacità fecondante mediante la percentuale di regolare sviluppo embrionale fino allo stadio di larva D.

## Materiali e metodi

*Raccolta dei gameti.* I gameti sono stati ottenuti inducendo l'emissione in ciascun animale mediante iniezione intravalvare di KCl 0,5M. I gameti sono stati riuniti in "pool" in base al sesso e alle valutazioni di qualità (movimento per gli spermatozoi e morfologia per le uova).

*Prova di tossicità.* Aliquote di sospensione contenenti gli spermatozoi sono state

incubate a +24 ± 1 °C con i crioprotettivi. Dopo 10, 20 e 30 minuti di esposizione ai crioprotettivi, gli spermatozoi trattati sono stati utilizzati sia per la valutazione delle classi di motilità sia per le procedure di fecondazione. Infine è stata valutata la percentuale di fecondazione e la percentuale di regolare sviluppo a larva D. I seguenti crioprotettivi sono stati saggiati alle seguenti concentrazioni: dimetil-sulfossido (DMSO), etilen glicole (EG), propilen glicole (PG) alle concentrazioni di 5%, 7%, 10%, 14%, 20%, glicerolo (GLOH) 7%, 14% e metanolo (METOH) 5%, 10%. Per ciascun crioprotettivo sono state ricercate le condizioni sperimentali che mostravano i minor effetti tossici rispetto al controllo.

*Fecondazione e sviluppo embrionale.* La fecondazione è stata eseguita aggiungendo alla sospensione di uova un'aliquota di spermatozoi, tale che l'interazione spz/uovo non superasse il rapporto 10:1. Dopo la valutazione della percentuale di fecondazione (~90 min) gli embrioni sono stati diluiti (10 embr/ml) in acqua di mare (34‰) per il proseguimento dello sviluppo fino allo stadio di larva D.

*Analisi statistica.* Ciascuna sperimentazione è stata condotta in triplicato. Le valutazioni statistiche sono state condotte utilizzando il test T di Student ($n \geq 9$).

## Risultati

Gli spermatozoi esposti al DMSO e al PG 5% e 7% conservano la terza classe di motilità e presentano elevate percentuali di embrioni sviluppatisi regolarmente a larva D. Quelli esposti all'EG 5% e 7% presentano una classe di motilità tra 2,5-3,5, con uno sviluppo regolare a larva D di circa il 40-50% degli embrioni.

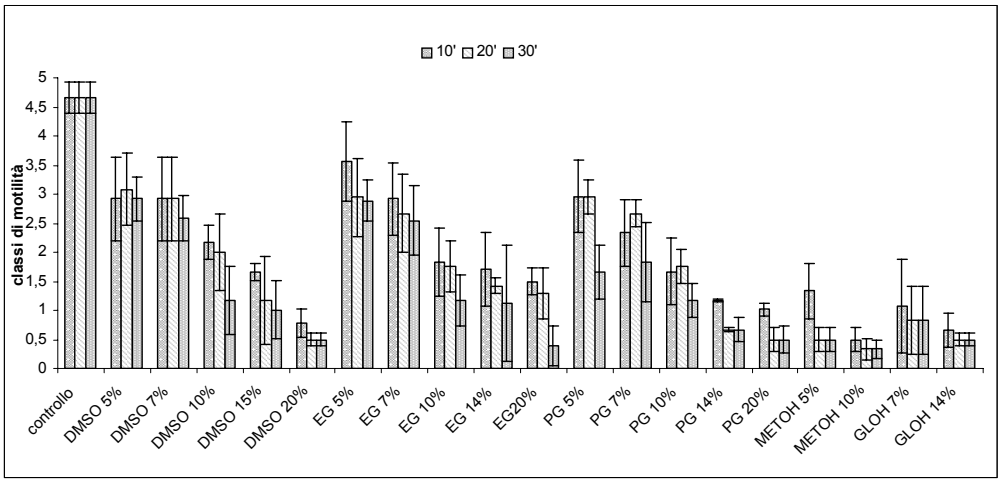



Fig. 1 - Effetti dei crioprotettivi sulla motilità degli spermatozoi (tutti i gruppi sperimentali differiscono dal controllo significativamente $p<0,05$).

*Effects of cryoprotectans on the on the spermatozoa motility (all experimental group are significatively different from control group $p<0,05$).*

Questi risultati (Figg. 1 e 2) sono stati ottenuti per tempi di esposizione pari a 10 e 20 minuti. Tempi superiori di esposizione si sono mostrati particolarmente tossici,

in quanto presentano percentuali di larve D significativamente più basse di quella del controllo ($p<0,05$). Infine, il metanolo ed il glicerolo a tutte le concentrazioni testate ed a tutti i tempi di esposizione considerati hanno mostrato un'elevata tossicità.

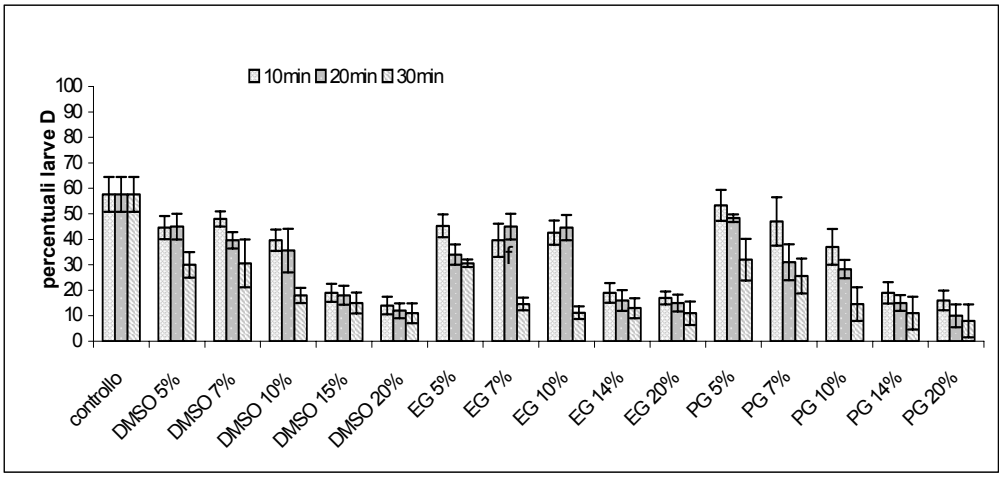



Fig. 2 - Analisi degli effetti dei crioprotettivi sulla capacità fecondante degli spermatozoi valutati come percentuale di sviluppo regolare degli embrioni allo stadio di larva D.

*Analysis of the effects of cryoprotectans on fecundating spermatozoa ability evaluated as percentage of embryos development to D larval stage.*

## Conclusioni

Dall'analisi dei risultati, si può concludere che non è stato trovato un particolare crioprotettivo specie/specifico o sistema-specifico, tranne che un'elevata tossicità per metanolo, glicerolo e le più elevate concentrazioni degli altri crioprotettivi (>10%).

In definitiva, le concentrazioni meno tossiche dei crioprotettivi saranno considerate utili ai fini di una successiva sperimentazione criobiologica.

### Bibliografia

CHAO N.H., LIN T.T., CHEN Y.J., HSU H.W., LIAO I.C. (1997) – Cryopreservation of late embryos and early larvae in the oyster and hard clam. *Aquaculture*, **155**: 31-44.

FABBROCINI A., LUBRANO LAVADERA S., RISPOLI S., SANSONE G. (2000) - Cryopreservation of Seabream *(Sparus aurata)* Spermatozoa. *Cryobiology*, **40**: 46-53.

LAHNSTEINER F., BERGER B., WIESMANN T., PATZNER R. (1996) - The influence of various cryoprotectants on semen quality of rainbow trout (*O. mykiss*) before and after cryopresevation. *J. Appl. Ichthyol*., **112** (2): 99-106.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 381-384

O. Di Matteo[1], S. Ieropoli[1], G. Sorrenti[2], P. Masullo[1], G. Sansone[1,2]

[1]Dipartimento di Fisiologia Generale ed Ambientale, Università di Napoli, Via Mezzocannone, 16
80134 Napoli, Italia.
[2]CRIAcq - Centro interdipartimentale di ricerca per l'acquacoltura, Napoli, Italia.

# EFFETTI DELLO STRESS DA FREDDO E DA PROFONDO FREDDO SU SPERMATOZOI DI *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS*

## *EFFECTS OF COOLING AND FREEZING STRESS ON* MYTILUS GALLOPROVINCIALIS *SPERMATOZOA*

***Abstract***

*A successful cryopreservation procedure for sperm must guarantee after thawing the restore of morphological and physiological characteristics of fresh semen. The aim of this research was to identify species-specific protocols for cooling, freezing and thawing of* M. galloprovincialis *spermatozoa. Therefore, motility of mussel spermatozoa and their ability to fertilise and continue the development to D larval stage were evaluated. The semen treated with cryoprotectant EG 7% showed a third motility class and a 10% of development to D larval stage.*

***Key-words:*** *cryopreservation, mussel, spermatozoa.*

## Introduzione

Negli ultimi anni sono stati sperimentati molteplici protocolli per la criopreservazione di germoplasma di organismi marini quali molluschi o pesci. Le tecniche criobiologiche, infatti, risultano un importante ausilio per molteplici discipline come l'acquacoltura in cui la creazione di criobanche può fungere da base per la sperimentazione di programmi di selezione e/o miglioramento genetico.

Lo scopo di questo lavoro è stato la realizzazione di un protocollo di criopreservazione degli spermatozoi del mitile *M. galloprovincialis* attraverso una serie di indagini volte a verificare le risposte fisiologiche di tale sistema al freddo e al congelamento.

## Materiali e metodi

*Raccolta gameti*. I gameti sono stati ottenuti da individui maturi mediante emissione indotta con iniezione intravalvare di KCl 0,5 M. I gameti così ottenuti sono stati riuniti in pool in base al sesso ed alle valutazioni di qualità (movimento per gli spermatozoi e morfologia per le uova).

*Fecondazione e sviluppo embrionale*. Le fecondazioni sono state effettuate aggiungendo in 25 ml di acqua di mare 34‰, 500 µl di soluzione di uova e un'aliquota di spermatozoi fino al raggiungimento del rapporto di 10-15 spermatozoi/uovo. Dopo circa 90' sono state valutate le percentuali di fecondazione ed il regolare sviluppo embrionale fino allo stadio di larva D (48 ore), intendendo con ciò larve prive di anomalie nella morfologia delle valve e senza evidenti ritardi nello sviluppo.

*Curve di adattamento, raffreddamento e congelamento.* Come indagine preliminare sono stati valutati gli effetti del freddo (+3 ± 1 °C) sulla capacità di attivazione e

sulla durata della motilità di tali spermatozoi. Successivamente sono state sperimentate curve di adattamento/raffreddamento a differenti gradienti esponendo la sospensione spermatica a soluzioni crioprotettive, in precedenza selezionate, di DMSO, EG, PG al 5, 7 e 10%.

Infine sono state testate curve per il congelamento da +3 ± 1 °C fino a –196 °C al fine di ottenere, allo scongelamento, il ripristino della morfologia e della funzionalità spermatica intesa come motilità, capacità fecondante e regolare sviluppo embrionale fino allo stadio di larva D.

*Analisi statistica.* Ciascuna sperimentazione è stata condotta in triplicato. Le valutazioni statistiche sono state condotte utilizzando il test T di Student (n ≥ 9).

## Risultati

Dalla Fig. 1 si osserva che gli spermatozoi mantenuti ad una temperatura di +3 ± 1 °C per 6, 12 e 24 ore presentano una terza classe di motilità per tempi abbastanza lunghi (100 min per 6 ore di incubazione; 60 min per 24 ore). Per tempi di incubazione superiori non si registrava il raggiungimento della terza classe.

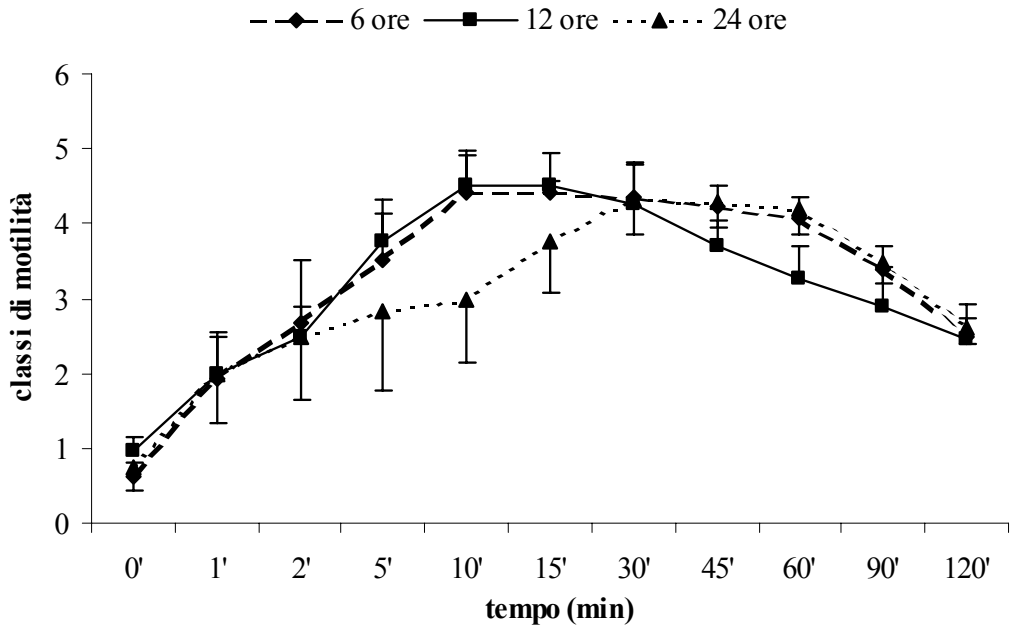



Fig. 1 - Attivazione degli spermatozoi dopo esposizione per 6, 12 e 24 ore alla temperatura di +3±1 °C.
*Sperm activation after 6, 12, 24 hours of exposition to +3±1 °C.*

La curva di adattamento/raffreddamento –0,25 °C/min, tra le varie testate, ha assicurato elevati valori di motilità degli spermatozoi ed elevate percentuali di embrioni

con regolare sviluppo a larva D. I peggiori risultati sono stati ottenuti con l'utilizzo di crioprotettivi ad una concentrazione del 10% (Tab. 1).

Tab. 1 - Classi di motilità degli spermatozoi e percentuali di larve D sviluppatesi regolarmente dopo adattamento/raffreddamento. L'asterisco (*) indica differenze significative verso il gruppo di controllo (P<0,05).

*Spermatozoa motility score and larval D development percentage after adaptation/cooling treatments. Asterisk (*) indicates significant differences vs control group (P<0,05).*

| | classi di motilità | Larve D (%) |
|---|---|---|
| controllo | 4,67 ± 0.27 | 57,63 ± 6.83 |
| DMSO 5% | 3,79 ± 0.24 | 54,00 ± 4.30 |
| DMSO 7% | 3,60 ± 0.29 * | 45,00 ± 4.10 * |
| DMSO 10% | 0,79 ± 0.14 * | 3,00 ± 0.80 * |
| EG 5% | 3,70 ± 0.24 * | 49,00 ± 3.60 |
| EG 7% | 3,60 ± 0.14 * | 42,00 ± 2.90 * |
| EG 10% | 3,58 ± 0.14 * | 30,00 ± 3.40 * |
| PG 5% | 3,64 ± 0.19 * | 46,00 ± 2.70 * |
| PG 7% | 3,58 ± 0.14 * | 42,00 ± 3.30 * |
| PG 10% | 1,91 ± 0.14 * | 10,00 ± 2.70 * |

Tab. 2 - Classi di motilità degli spermatozoi e percentuali di larve D sviluppatesi regolarmente dopo congelamento. L'asterisco (*) indica differenze significative verso il gruppo di controllo (P<0,05).

*Spermatozoa motility score and larval D development percentage after freezing. Asterisk (*) indicates significant differences vs control group (P<0,05).*

| | classi di motilità | Larve D (%) |
|---|---|---|
| controllo | 4,67 ± 0,27 | 57,60 ± 6,83 |
| DMSO 5% | 0,00 ± 0,00 * | 0,00 ± 0,00* |
| DMSO 7% | 1,33 ± 0,29 * | 5,00 ± 1,10* |
| DMSO 10% | 0,79 ± 0,10 * | 0,00 ± 0,00* |
| EG 5% | 0,00 ± 0,00 * | 0,00 ± 0,00* |
| EG 7% | 2,50 ± 0,29 * | 10,00 ±1,30* |
| EG 10% | 1,66 ± 0,29 * | 5,00 ± 0,80* |
| PG 5% | 0,00 ± 0,00 * | 0,00 ± 0,00* |
| PG 7% | 1,50 ± 0,29 * | 0,00 ± 0,00 * |
| PG 10% | 1,00 ± 0,10 * | 0,00 ± 0,00* |

La curva utilizzata per il congelamento è stata la seguente: da +2 °C a –15 °C (–0.3 °C/min); da –15 °C a –80 °C (–6.5 °C/min); da – 80 °C in azoto liquido (–196 °C). I migliori risultati sono stati ottenuti con il crioprotettivo EG 7% dal momento che gli spermatozoi, dopo scongelamento, mostravano una classe di motilità di 2,5 ed una percentuale embrioni sviluppatisi regolarmente a larva D del 10% (Tab. 2).

## Conclusioni

Dalle prove preliminari si è dedotto che il seme di *M. galloprovincialis* presenta andamenti di motilità paragonabili a quelli del seme fresco solo se conservato alla temperatura di +3 ± 1 °C per un massimo di 24 ore. In presenza di soluzioni crioprotettive sia il raffreddamento che il congelamento devono essere condotti lentamente dal momento che gradienti rapidi hanno fornito risultati negativi.

### Bibliografia

FABBROCINI A., LUBRANO LAVADERA S., RISPOLI S., SANSONE G. (2000) - Cryopreservation of Seabream (*Sparus aurata*) Spermatozoa. *Cryobiology*, **40**: 46-53.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 385-388

V. Figus, J. Culurgioni, R. De Murtas, G. Canestri Trotti*

Dip. Biologia Animale ed Ecologia, Università di Cagliari,
Viale Poetto, 1 - 09126 Cagliari, Italia.
vfigus@unica.it
*Dip. Biologia Animale e dell'Uomo, Università di Torino,
Via Accademia Albertina, 17 - 10123 Torino, Italia.
giorgio.canestri@unito.it

# PARASITES OF THE LAGOON COCKLE, *CERASTODERMA GLAUCUM* (POIRET, 1789) (BIVALVIA: CARDIIDAE), FROM MARCEDDÌ AND ST. GILLA LAGOONS (SARDINIA, WESTERN MEDITERRANEAN)

## *PARASSITI DEL CUORE DI LAGUNA,* CERASTODERMA GLAUCUM *(POIRET, 1789), (BIVALVIA: CARDIIDAE) NEGLI STAGNI DI MARCEDDÌ E S.TA GILLA (SARDEGNA, MEDITERRANEO OCCIDENTALE)*

***Abstract***

*Out of 259* Cerastoderma glaucum *from Marceddì and St. Gilla lagoons (Sardinia), parasitologically examined from April to December 2002, 91.5% proved infected by* Nematopsis *sp., 40.5% by* Perkinsus *sp., 23.2% by* Gymnophallus choledochus*, 5.0% by* Labratrema minimus*, 2.7% by an unidentified larval Nematoda, 0.8% by* Cercaria cerastodermae*, 0.8% by* Himasthla *sp., 0.4% by* Proctoeces maculatus*, 0.4% by* Paravortex cardii*. The parasites richness was higher in cockles collected from Marceddì lagoon.*

***Key-words:*** Cerastoderma glaucum*, parasitic diseases, Sardinia.*

## Introduction

The lagoon cockle, *Cerastoderma glaucum* (Poiret, 1789) (Bivalvia: Cardiidae), is a filter feeding bivalve which burrows shallowly in soft sediments. It is found submerged in saline lagoons or more rarely on the low shore of estuaries (White, 2002). It may be put at the first rank of bioindicator species living in highly disturbed habitats characterised by very large variations of water's temperature and salinity and, before all, heavily polluted and eutrophic. It is present throughout the Mediterranean basin and it is found in many areas along the Italian coast. In Sardinian waters this species is still actively fished, but, despite its economic importance, data concerning its parasitic fauna have not previously been reported. Aim of this preliminary study is to verify the presence of possible infections of *Nematopsis* sp. (Apicomplexa: Porosporidae) and *Perkinsus* sp. (Apicomplexa: Perkinsidae) and other metazoan parasites.

## Materials and methods

Samples of *C. glaucum* of commercial size (21-35 mm), from Marceddì and St. Gilla lagoons, were parasitologically examined from April to December 2002. Less than 6 hours after sampling the cockles were measured and opened. Sections (1 $cm^2$) of mantle, gill and intestinal tissues were squashed between glass slides and examined microscopically for gregarine oocysts of genus *Nematopsis*. Mantle and gill fragments of the same specimens were also placed in Fluid Thyoglicollate Medium (Ray, 1952) and examined microscopically after 10 days for the presence of *Perkinsus* sp. hypnospores. Parts of digestive gland, visceral mass, gonads and foot were observed under a dissecting microscope for metazoan parasites.

Infection prevalence (P%) and its 95% confidence interval (CI) have been calculated. For protozoan parasites mean density (D) ± SE and abundance (A) ± SE (evaluated on the basis of the mean number of parasites in 10 microscope fields at 400X per tissue sample), for metazoan parasites mean intensity (I) ± SE and abundance ± SE, have been determined according to Bush *et al*. (1997). The prevalence was calculated also by size of host.

## Results and conclusions

Tab. 1 shows that out of 259 *C. glaucum* examined 241 (93.1%) proved infected; cockles from Marceddì lagoon were significatively ($X^2$=23.9) more heavily infected (97.1%) than those sampled from St. Gilla lagoon (76.5%). Totally, 237 (91.5%) specimens were found infected by *Nematopsis* sp. oocysts measuring 11.1-14.1 × 8.1-11.1 µm, distributed on gills tissue with mean density of 69.1. Infection in cockles from Marceddì and St. Gilla lagoons showed significative difference ($X^2$=20.96). Otherwise, prevalence of *Perkinsus* sp. infection (hypnospores identified by their round-shaped bodies, measuring about 16.3 to 45.9 µm, irregularly distributed on gills tissue) was no significatively different between two populations. Both samples of cockles were found infected by non-encysted metacercariae of *Gymnophallus choledochus*, but 4 specimens from Marceddì lagoon harboured also sporocysts and cercariae. The prevalences of *G. choledochus* infection was significatively higher in cockles from Marceddì ($X^2$ = 14.59). *Labratrema minimus* sporocysts and cercariae, *Cercaria cerastodermae* sporocysts and cercariae, *Proctoeces maculatus* cercariae and *Himasthla* sp. metacercariae were detected only in *C. glaucum* specimens collected in Marceddì lagoon, while the Turbellarian *Paravortex cardii* were found only in St. Gilla cockles. The unidentified species of Nematoda, a larval stage, was present in both samples.

Tab. 1 - Prevalence % (95% CI), Density (* Intensity) and Abundance (± SE) of Protozoan and Metazoan infections in *Cerastoderma glaucum* from Marceddì and St. Gilla lagoons.$^+$ = Intensity evaluated referring only to the number of metacercariae. ne= not estimable.

*Prevalenza % (LF 95%), Densità (*Intensità) e Abbondanza (± ES) delle infezioni da Protozoi e Metazoi in* Cerastoderma glaucum *delle lagune di Marceddì e S. ta Gilla.$^+$ = Intensità calcolata in base al numero delle sole metacercarie.*

| ***Cerastoderma glaucum*** | **Total** | | | **Marceddì** | | | **St. Gilla** | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **N. examined** | 259 | | | 208 | | | 51 | | |
| **N. infected** | 241 (93.1%) | | | 202 (97.1%) | | | 39 (76.5%) | | |
| **Parasite** | P% (CI) | D (*I) ± SE | A ± SE | P% (CI) | D (*I) ± SE | A ± SE | P% (CI) | D (*I) ± SE | A ± SE |
| *Nematopsis* sp. | 91.5 (87.3-94.6) | 69.1 ± 8.6 | 57.3 ± 7.0 | 95.7 (91.8-98.0) | 75.5 ± 9.1 | 69.3 ± 8.4 | 74.5 (60.4-85.5) | 17.7 ±2.1 | 8.3 ± 1.6 |
| *Perkinsus* sp. | 40.5 (34.6-46.8) | 1.7 ± 0.2 | 0.7 ± 0.1 | 42.8 (36.0-49.8) | 1.9 ± 0.2 | 0.8 ± 0.1 | 31.4 (19.3-45.8) | 0.4 ± 0.1 | 0.1 ± 0.0 |
| *G. choledochus* * | 23.2 (18.2-28.9) | 7.3 ± 1.8$^+$ | 1.6 ± 0.4 | 28.4 (22.4-35.0) | 7.4 ± 1.8$^+$ | 2.0 ± 0.5 | 2.0 (0-10.5) | 1 | 0.0 ± 0.0 |
| *L. minimus** | 5.0 (2.7-8.5) | ne | ne | 6.2 (3.4-10.6) | ne | ne | - | - | - |
| *Himasthla* sp. * | 0.8 (0-2.9) | 2 ± 1 | 0.02 ± 0.01 | 1.0 (0-3.5) | 2 ± 1 | 0.02 ± 0.02 | - | - | - |
| *C. cerastodermae** | 0.8 (0-2.9) | ne | ne | 1.0 (0-3.5) | ne | ne | - | - | - |
| *P. maculatus* * | 0.4 (0-2.2) | 2 | 0.01 ± 0.01 | 0.5 (0-2.7) | 2 | 0.0 1± 0.01 | - | - | - |
| *P. cardii** | 0.4 (0-2.2) | 1 | 0.004 ± 0.004 | - | - | - | 2.0 (0-10.5) | 1 | 0.0 ± 0.0 |
| Nematoda * | 2.7 (1.1-5.6) | 1.6 ± 0.6 | 0.04 ± 0.02 | 2.6 (0.8-6.1) | 1 | 0.02 ± 0.01 | 3.9 (0-13.6) | 3.0 ± 2.0 | 0.1 ± 0.1 |

The number of parasite species was higher in cockles collected from Marceddì lagoon. Except for the reports of *P. cardii* and larval Nematoda, prevalence, mean

density (intensity) and abundance of infections were higher in cockles collected from Marceddì lagoon. The number of parasites increase together with the bivalve size in both samples of cockles. Almost generally (Tab. 2), the Protozoan infections increase proportionally to bivalve size, while Metazoan were absent in lower size class (21-25 mm) except for *P. cardii.*

These are the first data about the presence of Protozoan parasites of the genera *Perkinsus* and *Nematopsis* in *C. glaucum* from Italian lagoons. Otherwise these infections have been reported in other species of edible bivalves from Italian waters. *Nematopsis* sp. presence was observed in *Chamelea gallina*, *Callista chione, Mytilus galloprovincialis* and *Ruditapes philippinarum* (Canestri Trotti *et al*., 1998) and in *C. gallina* (Berrilli *et al*., 2000) from Adriatic Sea. *Perkinsus* sp. infection was reported in *Tapes decussatus* from Adriatic Sea by Rubini *et al.* (1996). Both infections were detected in *C. chione* from Adriatic Sea (Canestri Trotti *et al*., 2000) and in *Tapes decussatus* (Figus *et al.,* 2002a) and in *Paphia aurea* (Figus *et al.,* 2002b) from Sardinian waters. The occurrence of *G. choledochus* non encysted metacercariae in the mantle of *Cerastoderma* spp. from Mediterranean sea was detected by Loos-Frank (1969) as reported by Lauckner (1983). *L. minimus* sporocysts and cercariae usually develop into visceral mass of many species of Cardiidae, as *C.* (*Cardium*) *edule* (Lauckner, 1983) but we have no data about its presence in *C. glaucum*. Palombi (1934) observed this parasite as *Bucephalopsis haimeana* in *T. decussatus* and *T. aureus* from Gulf of Naples. *C. cerastodermae* was found in 2 *C. glaucum* from Marceddì and classified according to Sannia *et al*. (1978) while *P. maculatus* cercariae were observed only in 1 cockle collected in the same lagoon. It was difficult to give a specific identification to metacercariae of the genus *Himasthla* because the number of oral spines of specimens found in 2 cockles from Marceddì was 33, while as reported by Lauckner (1983), it is 29 or 31 in most of the known species. In *H. ambigua*, described in *T. decussatus* from Gulf of Naples and classified by Palombi (1934) as new species, the number of spines was 32. Concerning the size-related infections, the smaller class (21-25 mm) of *C. glaucum* from St. Gilla lagoon proved negative to *Perkinsus* sp., while it was the only one infected by the Turbellarian *P. cardii*.

Tab. 2 - Prevalence % (95% CI) of Protozoan and Metazoan infections in *Cerastoderma glaucum* from Marceddì and St. Gilla lagoons by host size.

*Prevalenza % (LF 95%) delle infezioni da Protozoi e Metazoi in* Cerastoderma glaucum *delle lagune di Marceddì e S.ta Gilla, in riferimento alla taglia dell'ospite.*

| ***Cerastoderma glaucum*** | **Marceddì** | | | **St. Gilla** | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Size** | 21-25 mm | 26-30 mm | 31-35 mm | 21-25mm mm | 26-30 mm (19) | 31-35 mm (20) |
| **N. examined** | 7 | 119 | 82 | 12 | 19 | 20 |
| **N. infected** | 6 (85.7%) | 115 (96.6%) | 81 (98.8%) | 7 (58.3%) | 15 (78.9%) | 17 (85.0%) |
| **Parasite** | P% (CI) | | | P% (CI) | | |
| *Nematopsis* sp. | 85.7 (48.9-100) | 95.8 (90.3-98.8) | 96.3 (89.5-99.6) | 58.3 (29.1-84.0) | 79.0 (55.1-94.2) | 80.0 (56.9-94.6) |
| *Perkinsus* sp. | 28.6 (2.6-67.2) | 46.2 (37.1-55.6) | 39.0 (28.6-50.4) | - | 26.3 (9.2-50.5) | 60.0 (36.8-80.4) |
| *G. choledochus* * | - | 26.1 (18.6-35.0) | 34.2 (24.2-45.5) | - | - | 5.0 (0-24.2) |
| *L. minimus** | - | 6.7 (2.9-13.0) | 6.1 (1.8-13.9) | - | - | - |
| *Himasthla* sp. * | - | 0.8 (0-4.7) | 1.22 (0-6.7) | - | - | - |
| *C .cerastodermae** | - | 1.7 (0-6.1) | - | - | - | - |
| *P. maculatus* * | - | 0.00 | 1.2 (0-6.7) | - | - | - |
| *P. cardii* * | - | - | - | 8.3 (0-36.4) | - | - |
| Nematoda * | - | 3.4 (0.7-8.5) | 1.2 (0-6.7) | - | - | 10.0 (0-3.1) |

In relationship with the possibility of negative ecological and economic consequences referring to the potential pathogenicity of these organisms, results obtained in this preliminary study suggest the importance of an accurate monitoring on Protozoan and Metazoan infections in *C. glaucum*, as done on other bivalves (Berrilli *et al*., 2000; Canestri Trotti *et al*., 2000) from Italian Adriatic Sea.

**Bibliography**

BERRILLI F., CESCHIA G., DE LIBERATO C., DI CAVE D., ORECCHIA P. (2000) – Parasitic infections of *Chamelea gallina* (Mollusca, Bivalvia) from commercially exploited banks of the Adriatic Sea (Italy). *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.,* **20** (5): 199-205.

BUSH A.O., LAFFERTY K.D., LOTZ J.M., SHOSTAK ALLEN W. (1997) - Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis *et al*. revisited. *Journal of Parasitology*, **83** (4): 575-583.

CANESTRI TROTTI G., BACCARANI E.M., PAESANTI F. (1998) **-** Gregarine del genere *Nematopsis* (Apicomplexa: Porosporidae) in molluschi bivalvi del Mare Adriatico. *Boll. Soc. It. Patol. Ittica*, **23**: 58-65.

CANESTRI TROTTI G., BACCARANI E.M., PAESANTI F., TUROLLA E. (2000) – Monitoring of infections by Protozoa of the genera *Nematopsis, Perkinsus* and *Porospora* in the smooth venus clam *Callista chione* from North-Western Adriatic Sea (Italy). *Dis. Aquat. Org.,* **42** (1): 157-161.

FIGUS V., CULURGIONI J., DE MURTAS R., CANESTRI TROTTI G. (2002a) – *Nematopsis* and *Perkinsus* infections in *Tapes (ruditapes) decussatus* (L.) (Bivalvia: Veneridae) from St. Gilla lagoon (Sardinia, Western Mediterranean). *Biol. Mar. Medit*., **10** (2): 1083-1085.

FIGUS V., CULURGIONI J., DE MURTAS R., CANESTRI TROTTI G. (2002b) - Parasitological monitoring of *Paphia aurea* and *P.aurea* var. *bicolor* from St. Gilla lagoon (Cagliari-Italy). *Boll. Soc. It. Patol. Ittica*, **35**: 55-63.

LAUCKNER G. (1983) - Diseases of Mollusca: Bivalvia. In: Kinne O. (ed), *Diseases of Marine Animals*. *Introduction Bivalvia to Scaphopoda*, Biologische Anstalt Helgoland, Hamburg, **2**: 632-750.

PALOMBI A. (1934) – Gli stadi larvali dei Trematodi del Golfo di Napoli. *Pubbl. Staz. Biol. di Napoli*, **14** (1): 51-94.

RAY S.M. (1952) - A Culture Technique for the Diagnosis of Infections with *Dermocystidium marinum* Mackin, Owen and Collier in Oysters. *Science,* **116**: 360-361.

RUBINI S., CAPPELLARO H., ALESSI A., BADINI L., CAMPANINI A., MARZADORI F. (1996) - *Perkinsus* sp. nei bivalvi dal Reno a Cesenatico. *Laguna,* **1**: 25-31.

SANNIA A., JAMES B.L., BOWERS E.A. (1978) – The morphology of *Cercaria cerastodermae* I nom. nov. (Monorchidae) (=*Cercaria lepidapaedon rachion* Cobbold, 1858 *sensu* Lebour, 1908) a rare digenean parasite of the cockle in Britain. *J. nat. Hist*., **12**: 487-500.

WHITE N. (2002) – *Cerastoderma glaucum*. Lagoon cockle. Marine Life Information Network: *Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme* [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 15/08/02]. Available from: http://www.marlin.ac.uk

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 389-392

L. Genovese, G. Maricchiolo, V. Micale, M.T. Costanzo, M. Garaffo, G.B. Palmegiano[1], S. Greco[2]

Istituto per l'Ambiente Marino Costiero, Sez. Messina, Istituto Sperimentale Talassografico, Spianata S. Raineri, 86 – 98122 Messina, Italia.
[1]ISPA – CNR, Sezione Torino, Torino, Italia.
[2] ICRAM, Roma, Italia.

# *PAGELLUS BOGARAVEO*: UNA SPECIE DI INTERESSE PER L'ACQUACOLTURA

# PAGELLUS BOGARAVEO: *AN INTERESTING SPECIES FOR AQUACULTURE*

***Abstract***

*The first step consisted of forming a broodstock of* Pagellus bogaraveo *(Sparidae) to carry out further research on reproduction, considering optimal managment techniques and checking stressors. The introduction of essential oils highlighted the versatility of this species for culturing, with comparable results concerning growth performance to commercial diets. Stress response in this fish is similar to that found in other species. Furthermore we found that cortisol response to handling was avoided by prior anaesthesia with MS222.*

***Key-words:*** Pagellus bogaraveo*, broodstock, nutrition, stress.*

## Introduzione

Sin dal 1990 l'Istituto Sperimentale Talassografico ha orientato alcune ricerche su vari aspetti della biologia dello sparide *Pagellus bogaraveo* (Greco *et al*., 1989; Micale e Patti, 1997; Genovese *et al*., 1998; Micale *et al*., 2002). Il presente lavoro rappresenta lo stato delle conoscenze acquisite nel corso degli ultimi anni su questo sparide che rappresenta una delle specie innovative più promettenti per la diversificazione in acquacoltura, il cui potenziale di allevamento è stato dimostrato da vari autori (Peleteiro *et al*., 1994-2000; Fernandez-Pato *et al*., 1990). In particolare sono stati considerati sia aspetti scientifici che applicativi, orientando le ricerche alla nutrizione ed alla formazione del parco riproduttori, puntando sugli aspetti più importanti relativi alla gestione quale il controllo dello stress.

## Materiali e metodi

*Prestazioni riproduttive.* E' stata confrontata la maturazione sessuale e la capacità riproduttiva di esemplari catturati da giovanili (lotto riproduttori A) (Peso Medio: 658,5 ± 115 g; Lunghezza Totale: 30,2 ± 1,3 cm) e stabulati in vasca fino al raggiungimento della pubertà con quella di esemplari adulti (lotto riproduttori B) (PM: 696,5 ± 275,5 g; LT: 34,8 ± 15,5 cm) catturati durante la stagione riproduttiva, mediante biopsie gonadiche sotto anestesia effettuate con cadenza settimanale da Febbraio a Maggio. Gli aspirati ovarici sono stati osservati a fresco, dopo chiarificazione con liquido di Serra e classificati sulla base del diametro follicolare (n = 100) secondo una scala a 5 stadi da noi elaborata. Sugli esemplari è stato calcolato il fattore di condizione ($K = BW \times 100/FL^3$).

*Performances zootecniche.* Per verificare l'efficacia di diete sperimentali sulle prestazioni produttive sono stati utilizzati 120 giovanili di provenienza selvatica (PM: 40,5 ± 12,5 g).

Sono state testate tre diverse diete sperimentali aventi la stessa composizione standard (proteina grezza 46%, estratto etereo 16,2%, ceneri 9,0%, amido 15,4%, fibra grezza 1,1%, energia grezza 20,051 MJ/kg) dove all'olio di pesce veniva sostituito olio di lino e olio di *Echium* ricchi in acidi grassi n-3 polinsaturi (PUFA). A fine ciclo di ingrasso sono stati misurati i seguenti indici: indice di conversione (FCR); efficienza proteica (PER); tasso di accrescimento (SGR); indice epatosomatico (HSI); indice viscerosomatico (VSI); coefficiente di adiposità (CF); incremento della biomassa ($\Delta$B).

*Valutazione dello stress da manipolazione.* Su esemplari di *P. bogaraveo* (PM: 189,42 ± 29,56 g) è stata valutata l'incidenza della manipolazione e l'effetto dell'anestesia sui principali parametri ematochimici correlati allo stress: il cortisolo ed il glucosio plasmatico.

E' stata confrontata la risposta allo stress di un gruppo sperimentale (n = 24) sottoposto ad uno stress da manipolazione (cattura, prelievo di sangue, trasferimento di vasca), preceduto da un trattamento anestetizzante (MS222, 70 mg/l), e di un gruppo di controllo (n = 24) a cui veniva applicata la stessa procedura senza precedente anestesia. Il sangue è stato prelevato , dalla vena caudale, al tempo 0 e dopo 15, 30 e 60 minuti dall'evento stressante. Il cortisolo è stato determinato con un metodo immunoenzimatico (ELISA), il glucosio con un saggio enzimatico (Sigma-Diagnostics). I risultati sono stati analizzati tramite ANOVA.

## Risultati e conclusioni

*Prestazioni riproduttive.* Non vi è stata differenza significativa tra i due gruppi di riproduttori per quanto riguarda lo stadio maturativo raggiunto. Non sembra esservi alcuna relazione neanche tra la taglia o il fattore K e lo stadio di avanzamento della maturazione. In entrambi i gruppi si sono avute uova; l'emissione, tuttavia, non è stata spontanea ma ottenuta per spremitura; le uova erano ipermature e degenerate con flocculazione del tuorlo e frammentazione della gocciola oleosa. La maggior parte delle femmine non ha raggiunto neanche gli stadi finali dell'ovogenesi e della maturazione. I maschi hanno prodotto sperma ma in quantità minime. I risultati ottenuti evidenziano una discreta risposta fisiologica della specie a condizioni di cattività anche prolungate ottimizzabile mediante stimolazione ormonale per ottenere una prolungata emissione di sperma e di uova.

*Performances zootecniche.* I risultati dei parametri di crescita (Tab. 1) mettono in evidenza che il pagello mostra una crescita in linea con quanto avviene in altre specie con strategie alimentari simili. Tale sperimentazione ha evidenziato maggiormente la versatilità di questa specie all'allevamento essendosi adattata con risultati confrontabili alle diete commerciali per quanto riguarda le *performances* di crescita. I due oli vegetali si possono considerare idonei per verificare la capacità di conversione del pesce e per supplire un olio carente e costoso quale quello di pesce nella preparazione di diete da somministrare in allevamento. Il tasso di mortalità (< 1%) evidenzia che diete così formulate non risultano tossiche e non comportano alterazioni negative nello sviluppo e nella crescita del pesce. E' comunque da considerare che la valutazione comparativa tra diete va fatta non soltanto sulla base delle prestazioni produttive, ma anche in termini di quantità e qualità dei lipidi.

*Valutazione dello stress da manipolazione.* La manipolazione ha determinato un innalzamento significativo della cortisolemia e della glicemia nei pesci non anestetizzati. Nel gruppo di controllo il cortisolo aumentava significativamente ($p < 0,05$) dopo 15 minuti dall'evento stressante raggiungendo una concentrazione massima di

683,33 ± 93,09 ng/ml. Tale valore è stato significativamente più elevato ($p < 0,01$) rispetto ai pesci non anestetizzati in cui il cortisolo si manteneva pressoché costante. L'aumento della cortisolemia era transitorio, infatti, dopo circa 30 minuti il titolo plasmatico ritornava ai valori basali. Il glucosio, nel gruppo di controllo, aumentava ($p < 0,05$) tra i 15 ed i 30 minuti raggiungendo un valore massimo di 153,91 ± 29,3 mg/dl che è significativamente più elevato ($p < 0,01$) rispetto al gruppo sperimentale. La glicemia si mantiene ancora elevata a 60 minuti dalla manipolazione.

Tab. 1 - *Performances* produttive di *P. bogaraveo* sottoposto a differenti diete sperimentali. Le lettere maiuscole indicano differenze statisticamente significative con P<0,01; le lettere minuscole indicano differenze statisticamente significative con P<0,05.

*Performances of* P. bogaraveo *fed with three experimental diets. Capital letters indicate significant differences with P<0,01; lower-case letters indicate significant differences with P<0,05.*

| | **olio di pesce** | **olio di lino** | **olio di *Echium*** |
|---|---|---|---|
| **SGR** | 0,45±0,10 a | 0,46±0,06 a | 0,33±0,12 b |
| **FCR** | 2,01±0,35 B | 1,88±0,1 B | 2,98±1,14 A |
| **PER** | 1,20±0,23 A | 1,25±0,12 A | 0,88±0,33 B |
| **HSI** | 1,27±0,30 B | 1,54±0,45 B | 1,92±0,46 A |
| **VSI** | 6,38±0,97 B | 6,66±1,08 B | 7,78±0,90 A |
| **CF** | 2,03±1,07 | 2,33±0,59 | 2,78±0,88 |
| **ΔB** | 281,9±57,5 A | 198,3±57,1 A | 235,8±21,0 B |

È evidente che le pratiche di manipolazione, tipiche della gestione di un allevamento, determinano uno stato di stress in *P. bogaraveo.* La transitoria elevazione del cortisolo, con un picco massimo ai 15 minuti, è una dinamica tipica di una risposta acuta allo stress ed è comune nei Teleostei (Strange e Schreck, 1978). I risultati ottenuti evidenziano che tale stress e la conseguente risposta fisiologica possono essere mitigate da un trattamento con una dose immobilizzante di MS 222.

Per la manipolazione è sempre consigliabile utilizzare opportune dosi di anestetico, considerando anche che lo stress può alterare la fisiologia delle gonadi mediante incremento del cortisolo plasmatico e decremento degli steroidi sessuali.

Gli aspetti positivi quali la possibilità di riproduzione spontanea (in condizioni di allevamento ottimali), la facilità di adattamento al cibo artificiale e i buoni ritmi di crescita non escludono tuttavia che questa specie presenta ancora reali difficoltà per l'allevamento massivo che la renderebbe una valida alternativa ad altre specie prodotte su scala industriale. In linea di massima sarà possibile ottenere ulteriori risultati utilizzando tecniche e protocolli simili a quelli messi a punto per altri sparidi.

**Bibliografia**

FERNANDEZ-PATO C.A., MARTINEZ-TAPIA C., CHEREGUINI O., GARCIA-BANDA I. (1990) – Spawn, hatching, and larvae rearing of blackspot sea bream (*Pagellus bogaraveo*, B.). First experiences in the Oceanografic Center of Santander (Spain) in order to its culture. *ICES CM* 1990/F30.

GENOVESE L., MICALE V., PATTI F., GRECO S. (1998) - Growth performances of *Pagellus bogaraveo* reared at different stocking densities. *XXXIII International Symposium on New Species for Mediterranean Aquaculture*, *Alghero, 22nd-24th April 1998*.

GRECO S., CAVALIERE A., LO PARO G., MANGANARO A., STURNIOLO G. (1989) - Effetti di diete bilanciate nell'allestimento intensivo di *Pagellus bogaraveo* (rovello). *Oebalia*, **15** (2) N.S.: 637-644.

MICALE V., PATTI F. (1997) - Accrescimento ed efficienza di conversione in *Pagellus bogaraveo* sottoposto a differenti regimi fotoperiodici. *Biol. Mar. Medit*., **4** (1): 330-331.

MICALE V., MARICCHIOLO G., GENOVESE L. (2002) - The reproductive biology of blackspot seabream *Pagellus bogaraveo* in captivity. I. Gonadal development, maturation and hermaphroditism. *J. Appl. Icthhyol*., **18**: 172-176.

PELETEIRO J.B., OLMEDO M., CAL R.M., GOMEZ G. (1994) – Growth under laboratori conditions of wild juvenile black-spot sea bream (*Pagellus bogaraveo*). *Aquaculture-eur*., **18** (4): 6-10.

PELETEIRO J.B., OLMEDO M., ALVAREZ-BLÁZQUEZ B. (2000) - Culture of *Pagellus bogaraveo* knowledge, problems and perspectives. *Cah. Options Méditerr. ISSN*, **47**: 153-156.

STRANGE R.J., SCHRECK C.B. (1978) - Anesthetic and handling stress on survival and cortisol concentration in yearling chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *J. Fish. Res. Board Can*., **35**: 345-349.

Questo lavoro è stato svolto con il contributo del Ministero delle Risorse Agricole Alimentari e Forestali (V Piano).

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 393-396

E. Persia, J. Bianchi, P. Gennaro, P. La Valle, I. Mercatali, P. Tomassetti, S. Porrello

ICRAM, Via di Casalotti, 300 – 00166 Roma, Italia.
e.persia@icram.org

# APPLICAZIONE DI UN METODO RAPIDO E SEMPLICE PER LA STIMA DELL'ARRICCHIMENTO ORGANICO NEL SEDIMENTO DI UN IMPIANTO DI MARICOLTURA NEL MEDITERRANEO OCCIDENTALE

## *APPLICATION OF A RAPID AND SIMPLE METHOD TO ESTIMATE ORGANIC ENRICHMENT ON CAGE FISH FARM SEABED IN WESTERN MEDITERRANEAN*

***Abstract***

*The aim of this study is the application of a simple method to estimating a general magnitude of the sulphide concentration on the seabed beneath and around cage cultures in the Mediterranean area. The sulphide concentration was determined with a silver/sulphide electrode. The results obtained show that this technique can be used as synthetic parameter to have indications on organic enrichment conditions of a mariculture seabed.*

***Key-word****: sulphide, sediment, fish-farm.*

## Introduzione

I sistemi di maricoltura in gabbie costituiscono una sorgente puntiforme di inquinamento, i principali prodotti rilasciati nel corpo d'acqua sotto forma solida o disciolta, sono i prodotti del metabolismo animale e l'alimento non consumato (Wu, 1995; Pearson e Black, 2000). Ciò determina l'aumento delle concentrazioni dei nutrienti disciolti nella colonna d'acqua e l'accumulo di sostanza organica nel sedimento. I processi di ossidazione della sostanza organica nei sedimenti possono essere sia a carico dell'ossigeno (respirazione aerobica), sia del nitrato e solfato (respirazione anaerobica) (Holmer, 1991; Holmer e Kristensen, 1992). I sedimenti in un'area al di sotto di un impianto di maricoltura sono generalmente caratterizzati da un ambiente riducente con basso valore di potenziale redox (Pearson e Stanley, 1979) e da un'alta concentrazione di solfuri. La presenza di solfuri può quindi essere misura dell'arricchimento organico nei sedimenti marini. Gli scopi di questo lavoro sono stati: a) determinazione della concentrazione dei solfuri in un impianto di maricoltura con un metodo elettrochimico che prevede l'uso di un elettrodo ionoselettivo (Wildish *et al*., 1999); b) studio dell'andamento delle concentrazioni dei solfuri in funzione della distanza dalle gabbie; c) verifica della relazione semilogaritmica tra solfuri e redox in accordo con Wildish *et al.* (1999); d) valutazione dell'accuratezza del metodo; e) studio dell'effetto del congelamento dei campioni di sedimento sulla concentrazione dei solfuri.

## Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto durante quattro campagne di campionamento: luglio 2001, dicembre 2001, maggio 2002 e ottobre 2002 presso l'impianto di maricoltura

situato a circa 2.800 m ad Est di Porto Ercole, costituito da 2 gabbie sommergibili Sadco-Shelf da circa 4.000 $m^3$. Le specie allevate erano spigole (*Dicentrarchus labrax*, L.) e ombrine (*Umbrina cirrosa*, L.) con una densità massima di 35 $kg/m^3$. La profondità dell'acqua è risultata compresa tra 30-32 m; il sedimento era principalmente siltoso (85-90%); la temperatura rilevata dell'acqua era tra i 12 °C ed i 26 °C e la salinità tra 38‰ e 38,2‰, la velocità media della corrente era di 6 cm/s. Sono state scelte 12 stazioni di campionamento del sedimento: 3 sotto le gabbie e 9 intorno alle stesse a distanze comprese tra 25 e 200 m. I campioni di sedimento attorno alle gabbie sono stati prelevati con una benna Van Veen e sotto le gabbie da subacquei. In superficie tre sub-campioni di sedimento sono stati prelevati mediante carotatori cilindrici (h=10 cm; Ø=5 cm; capacità=200 ml) in modo da lasciare indisturbata l'interfaccia acqua-sedimento, su di essa sono state effettuate le misure di temperatura e di potenziale redox (Eh). La misura di Eh (mV) è stata standardizzata registrando i valori dopo 5 minuti dall'immissione, nel primo cm di sedimento, di un elettrodo combinato Orion modello 967800; i risultati sono stati corretti rispetto ai valori di riferimento dell'elettrodo ad idrogeno ($Eh_{nhe}$). La concentrazione dei solfuri (µM) è stata determinata nel sedimento superficiale (1,5 cm) miscelando pari volumi di campione e di soluzione reagente (NaOH + EDTA + L(+)acido ascorbico). La calibrazione dell'elettrodo ionoselettivo (Orion mod. 9616) è stata eseguita con soluzioni di $Na_2S$ e le misure sono state effettuate dopo un tempo di 5 minuti mantenendo i campioni sotto agitazione. Le misure sono state effettuate *in situ* nel più breve tempo possibile. In luglio 2001 e Dicembre 2001, sub campioni sono stati immediatamente congelati a –20 °C e analizzati successivamente in laboratorio dopo scongelamento a temperatura ambiente. Si è applicato il test di T-student tra le misure di concentrazione dei solfuri ottenute in laboratorio e quelle ottenute *in situ* ed è stata studiata la relazione tra solfuri e redox. L'accuratezza del metodo è stata eseguita sui campioni di luglio 2001 adottando il metodo delle aggiunte note di standard (50 e 100 µM di $Na_2S$) verificando l'esistenza di una funzione matematica tra i valori attesi e quelli effettivamente misurati. I dati di solfuri sono stati elaborati con il software Surfer 7 con l'applicazione del metodo kriging (Cressie, 1991).

## Risultati

Come atteso (Wildish *et al.*, 1999) la relazione tra $Eh_{nhe}$ e solfuri è di tipo semilogaritmico:

$Eh_{nhe} = -32{,}319\ Ln(S^{2-}) + 245{,}86$ (n=156; $r^2=0{,}5937$).

La relazione tra le misure effettuate, dopo l'aggiunta di concentrazioni note di solfuri, e quelle attese è risultata di tipo lineare (n=44; $r^2=0{,}9921$). L'intercetta risulta non significativamente diversa da zero (t=1,474; p=0,146) ed il coefficiente angolare 1,0147 significativamente diverso da zero (t=100,14; p=0,001). I risultati ottenuti sui campioni analizzati *in situ* e quelli analizzati in laboratorio dopo scongelamento a temperatura ambiente, sono risultati omogenei, in particolare le due mediane sono risultate quasi allineate; il test T di Student è risultato: t (86)=–0,347; p=0,7. I valori di $Eh_{nhe}$ sono risultati positivi per le stazioni attorno alle gabbie e prossimi allo zero per le stazioni ubicate sotto le due gabbie, il valore minimo di –122±54 mV si è registrato a Dicembre 2001. Nelle Figg. 1, 2, 3, 4 sono rappresentate le distribuzioni spaziali delle concentrazioni di solfuri determinate in luglio 2001, dicembre 2001, maggio 2002 e ottobre 2002. Le concentrazioni più alte sono state rilevate nelle stazioni poste sotto le gabbie e i valori medi sono stati: 1052±178 in luglio; 1995±620

in dicembre; 2252 ± 885 in maggio e 503 ± 297 μM in ottobre. Il valore riferito alla campagna di ottobre 2002 è da considerarsi inattendibile in quanto i campioni di sedimento sotto le gabbie sono risultati disturbati. Nelle stazioni poste entro la distanza di 50 m i valori medi sono risultati rispettivamente: 446 ± 264; 241 ± 266; 175 ± 127 e 222 ± 172 μM. Nelle stazioni poste alle distanze di 100 e 200 m i valori della concentrazione di solfuri sono stati mediamente di 127 ± 33 μM per luglio 2001 e ottobre 2002 e 70 ± 22 μM per dicembre 2001 e maggio 2002. Nel tempo si è osservato un aumento della concentrazione dei solfuri all'aumentare del peso medio dei pesci. Le concentrazioni registrate nella prima campagna sono infatti riferibili ad un precedente ciclo di allevamento terminato in aprile 2001. La bassa velocità media delle correnti (6 cm/s) non ha permesso la dispersione della sostanza organica oltre la distanza di 50 m. Le differenze registrate tra i valori medi di luglio e ottobre e quelli di maggio e dicembre sono spiegabili dalla differente temperatura del sedimento che è risultata rispettivamente di 20,5 ± 0,4 e 16,5 ± 0,7 C°.

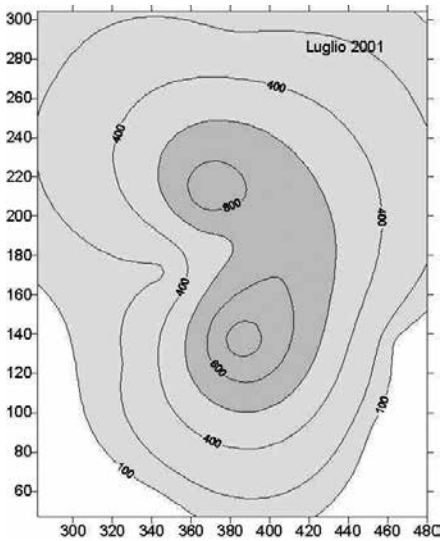



Fig. 1 - Distribuzione delle concentrazioni dei solfuri (μM) in luglio 2001.
*Distribution of sulphide concentrations in July 2001.*

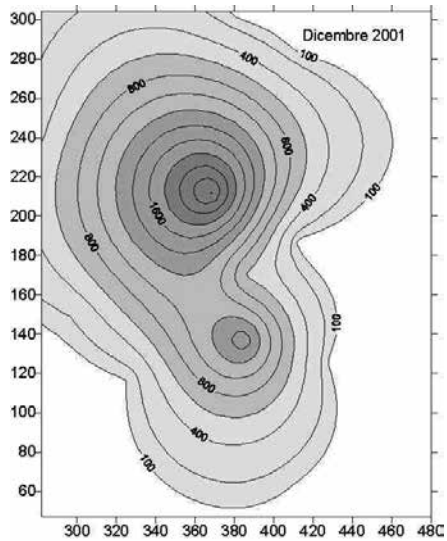



Fig. 2 - Distribuzione delle concentrazioni dei solfuri (μM) in dicembre 2001.
*Distribution of sulphide concentrations in December 2001.*

## Conclusioni

Lo studio condotto conferma la relazione semilogaritmica tra solfuri e redox; la buona accuratezza del metodo; l'assenza di differenze significative tra i campioni di sedimento analizzati *in situ* e quelli analizzati dopo conservazione –20 °C. I solfuri determinati con il metodo descritto da Wildish *et al*. (1999), hanno fornito un dato immediato e indicativo delle condizioni generali del sedimento marino sottoposto ad

arricchimento organico derivante da attività di maricoltura evidenziando variazioni spaziali e temporali della concentrazione dei solfuri. Il metodo suggerito si è quindi dimostrato economico e applicabile al sito di indagine.

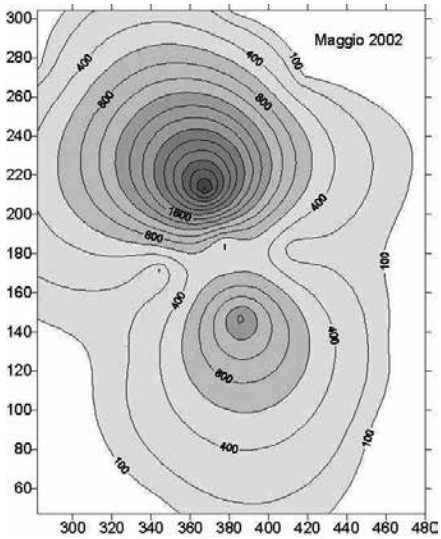



Fig. 3 - Distribuzione delle concentrazioni dei solfuri (μM) in maggio 2002.

*Distribution of sulphide concentrations in May 2002.*

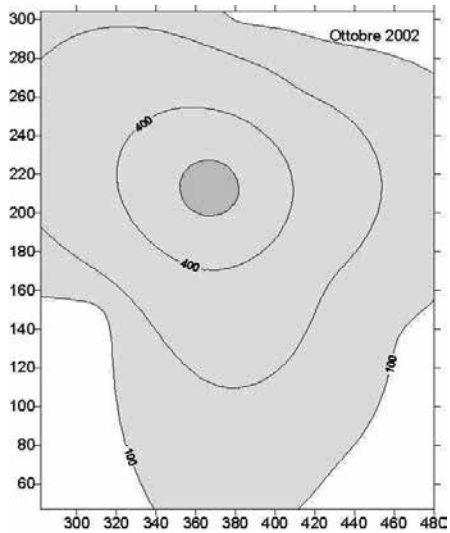



Fig. 4 - Distribuzione delle concentrazioni dei solfuri (μM) in ottobre 2002.

*Distribution of sulphide concentrations in October 2002.*

**Bibliografia**

CRESSIE N.A.C. (1991) - *Statistics for Spatial Data*. John Wiley and Sons Inc., New York: 900 pp.

HOLMER M. (1991) – Sediment metabolism and sulphate reduction in marine sediments influenced by organic waste from a marine fish farm. *Aquaculture and the environment.* EAS Special Publication, **14**: 153-154.

HOLMER M., KRISTENSEN E. (1992) - Impact of marine fish cage farming on metabolism and sulphate reduction of underlying sediments. *Marine Ecology Progress Series,* **80**: 191-201.

KARAKASSIS I., TSAPAKIS M., HATZIYANNI E., PAPADOPOULOU K.N., PLAITI W. (2000) - Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. *ICES Journal of Marine Science,* **57**: 1462-1471.

PEARSON T.H., STANLEY S.O. (1979) - Comparative Measurement of the Redox Potential of Marine Sediments as a Rapid Means of Assessing the Effect of Organic Pollution. *Marine Biology,* **53**: 371-379.

PEARSON T.H., BLACK K.D. (2000) - The environmental impacts of marine fish cage culture. In: Kenneth D. Black (ed), *Environmental Impacts of Aquaculture*, CRC Press UK: 1-27.

WILDISH D.J., AKAGI H.M., HAMILTON N., HARGRAVE B.T. (1999) - A Recommended Method for Monitoring Sediments to Detect Organic Enrichment from Mariculture in the Bay of Fundy. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci,* **2286**: iii+31 pp.

WU R.S.S. (1995) - The environmental impact of marine fish culture: towards a sustainable future. *Marine Pollution Bulletin,* **31**: 159-166.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 397-399

P. Addis, G. Ceccherelli[1], M. Murenu, S. Farci, A. Ferrari, A. Olita, A. Ortu, S. Poma, B. Canu[1], D. Casu[2], S. Greco[3], N. Sechi[1]

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università di Cagliari, Viale Poetto, 1 - 09126 Cagliari, Italia.
[1]Dip. di Botanica ed Ecol. Vegetale, Univ. Sassari, Sassari, Italia.
[2]Dip. di Zool. e Antropologia Biol., Univ. Sassari, Sassari, Italia.
[3]ICRAM, Roma, Italia.

# CARATTERIZZAZIONE DELLE BIOCENOSI ASSOCIATE A *CYSTOSEIRA* SPP. IN TRE AREE MARINE PROTETTE DELLA SARDEGNA

## *A CHARACTERIZATION OF THE UNDERSTORY SPECIES ASSEMBLAGE ASSOCIATED WITH* CYSTOSEIRA *SPP. IN THREE MARINE PROTECTED AREAS OF SARDINIA*

***Abstract***

*This preliminary study concerns the characterization of the subtidal species assemblage associated with* Cystoseira *spp. in three Marine Protected Areas of Sardinia. A significant difference among the MPAs for community assemblage was found, but there was no effects due to the level of protection, insularity and substrate. The results are possibly due to the difference in taxa or density of* Cystoseira *spp. in the three areas studied.*

***Key-words***: Cystoseira *spp., associated species, marine parks, Sardinia.*

## Introduzione

Le alghe appartenenti al genere *Cystoseira* sono state indicate come specie particolarmente sensibili al disturbo antropico (Benedetti-Cecchi *et al*., 2001). La scomparsa della "canopy" di *Cystoseira* spp. in aree costiere urbanizzate determina modificazioni sui popolamenti ad essa associati, ed in genere, un aumento di specie algali a feltro. In generale, l'effetto antropico si ripercuote sui popolamenti della frangia infralitorale in modo diretto o indiretto sia attraverso la rimozione cronica di gasteropodi predatori dovuta alla pesca sportiva (Kingsford *et al*., 1991), e alla collezione di conchiglie (Underwood, 1993), che attraverso il calpestio (Keough e Quinn, 1998; Milazzo *et al*., 2002). Pertanto, viene attesa una differenza nella composizione dei popolamenti bentonici tra zone a protezione integrale, dove la presenza umana viene esclusa e zone frequentate.

Il presente studio, condotto nell'ambito del Progetto "Sistema Afrodite", ha voluto caratterizzare le biocenosi associate a *Cystoseira* spp. in tre Aree Marine Protette della Sardegna: Sinis - Mal di Ventre (*C. barbata*), Tavolara - Capo Coda Cavallo e Capo Carbonara - Villasimius (*C. amentacea* v. *stricta*). Lo scopo è stato di valutare le differenze in ricoprimento delle specie tra siti a diverso livello di protezione ed evidenziare gli eventuali effetti dell'insularità, del tipo di substrato (granito o calcare) su tali popolamenti, indipendentemente dal grado di tutela.

## Materiali e metodi

I dati si riferiscono ai rilevamenti condotti durante la primavera 2002. L'indagine è stata effettuata secondo un disegno di campionamento multifattoriale che ha previsto in ciascuna AMP il campionamento in zone a protezione integrale (Zona A) e in due zone di controllo (C1, C2) scelte all'interno delle zone a protezione parziale o generale

(Zona B o C) o al di fuori dell'AMP. In ciascuna zona sono stati individuati tre siti distanziati alcune centinaia di metri. Nell'infralitorale superficiale di ogni sito, all'interno di 10 quadrati 20×20 cm scelti a random, è stata valutata la copertura percentuale delle alghe appartenenti al genere *Cystoseira* e dopo la loro rimozione, delle specie ad esse associate. Si è pianificato di condurre 300 repliche visive ripartite nel modo seguente: 120 nel Sinis, 90 a Tavolara e 90 a Capo Carbonara - Villasimius. L'inquadramento sistematico degli organismi, quando possibile, è avvenuto a livello di specie, in altri casi a livello di genere o famiglia. Viste le difficoltà oggettive nell'inquadramento sistematico con l'analisi visiva, alcuni organismi sono stati riuniti all'interno di categorie di riferimento definite da un acronimo. L'analisi della similarità tra i siti protetti e di controllo è stata condotta utilizzando tecniche multivariate (MDS) (PRIMER v5).

## Risultati e conclusioni

Il numero totale di taxa individuati sono 54, 45, 61 rispettivamente nel Sinis, Tavolara e Villasimius (Tab. 1). I valori di ricoprimento percentuale a *Cystoseira* spp. sono risultati minori presso Capo Carbonara-Villasimius rispetto alle altre due AMP indagate. Nelle zone insulari di ogni AMP tale ricoprimento risulta maggiore che nelle zone costiere a supporto della teoria che in aree più lontane dall'urbanizzazione questo habitat è più preservato. Le aree interessate da una copertura totale a *Cystoseira* spp. sono caratterizzate da un'elevata abbondanza di filtratori mentre le aree a copertura minore presentano una maggiore abbondanza di Dictyotales, *Jania rubens* e Rhodophyceae incrostanti.

Tab. 1 - Lista dei taxa ritrovati.
*List of taxa found.*

| | | |
|---|---|---|
| *Acetabularia acetabulum* | *Columbella* spp. | *Ircinia variabilis* |
| *Actinia equina* | *Corallina* sp. | *Jania rubens* |
| *Amphiroa* spp. | *Coscinasterias tenuispina* | *Laurencia* complex |
| *Anadyomene stellata* | Cutleriales | *Lithophaga lithophaga* |
| *Anemonia sulcata* | *Corynactis viridis* | *Lithophyllum* spp. |
| *Arca noae* | *Cystoseira* spp. (*C. amentacea* | *Molgula occulta* |
| *Asterina gibbosa* | v. *stricta* + *C. barbata*) | *Miniacina miniacea* |
| Balanidi | *Dasycladus clavaeformis* | Mitilidi |
| *Balanophyllia europea* | DFA - Alghe filamentose scure | *Monodonta turbinata* |
| *Botryllus schloesseri* | *Dictyopteris polypodioides* | *Padina pavonica* |
| *Botryocladia botryoides* | Dictyotales | *Paracentrotus lividus* |
| *Bugula* spp. | Didemnideae | *Paranemonia cinerea* |
| *Cacospongia scalaris* | *Diplosoma listerianum* | *Patella* spp. |
| *Caryophyllia* spp. | EB - Briozoi incrostanti | *Peyssonnelia* spp. |
| *Cereus peduncolatus* | ECR - Rhodofita calcificate | *Phorbas* sp. |
| Cianobatteri | incros. | Polyplacophora |
| Cirripedi | ECR morte | *Schizobrachiella sanguinea* |
| *Cladostephus spongiosum* f. | *Fissurella* spp. | Serpulidi |
| *verticillatum* | *Flabellia petiolata* | Vermetidi |
| *Clavelina lepadiformis* | *Gastrochaena dubia* | Stolonifera |
| *Clathrina coriacea* | Gelidiales | Turritellidae |
| *Clathrina* sp. | GFA - Alghe filamentose verdi | *Ulva* spp. |
| *Cliona* spp. | Hydrozoa | *Valonia utricularis* |
| *Colpomenia sinuosa* | *Halimeda tuna* | *Wrangelia penicillata* |
| *Codium bursa* | Oloturidi | |

L'analisi MDS ha evidenziato differenze significative nella struttura delle biocenosi associate a *Cystoseira* spp. esclusivamente tra AMP (ANOSIM R=0,48, p=0,1%).

Non si riscontrano differenze significative nell'ambito degli altri fattori analizzati: Geografia (ANOSIM R=0,027, p=25%), Substrato (ANOSIM R=–0,053, p=64,8%), Protezione (ANOSIM R=–0,02, p=58,6%).

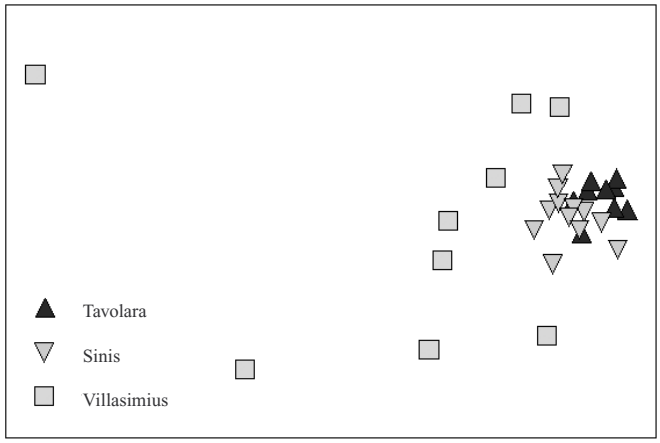



Fig. 1 - Ordinamento MDS per confrontare i popolamenti associati a *Cystoseira* spp. in ogni AMP. Ogni simbolo rappresenta la media di un sito (n=10).
*MDS plot comparing understory species assemblages associated with* Cystoseira *spp. in each MPA. Each symbol is the 'average sample' of a site (n=10).*

I risultati di questa indagine, in via preliminare, non hanno evidenziato differenze significative tra siti a diverso grado di tutela. Anche i fattori insularità e tipologia di substrato non sembrano importanti nel caratterizzare le comunità associate a *Cystoseira* spp. Le differenze trovate tra AMP possono essere dovute alle differenti specie di *Cystoseira* presenti ai siti: esse potrebbero formare un differente tipo di habitat sottostante e dunque ospitare comuntà bentoniche differenti. Questi dati rappresentano una base di informazione importante per poter valutare in futuro l'efficacia della tutela e la gestione per ogni AMP. L'effetto della protezione si rifletterà in un differente andamento temporale della abbondanza in specie tra zone a tutela integrale e controlli.

**Bibliografia**

BENEDETTI-CECCHI L., PANNACCIULLI F., BULLERI F., MOSCHELLA P.S., AIROLDI L., RELINI G., CINELLI F. (2001) - Predicting the consequences of anthropogenic disturbance: large scale effects of loss of canopy algae on rocky shores. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **214**: 137-150.

KEOUGH M.J., QUINN G.P. (1998) - Effects of periodic disturbances from trampling on rocky intertidal algal beds. *Ecological Applications*, **8**: 141-161.

KINGSFORD M.J., UNDERWOOD A.J., KENNELLY S.J. (1991) - Humans as predators on rocky reefs in New South Wales, Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **72**: 1-14.

MILAZZO M., CHEMELLO R., BADALAMENTI F., RIGGIO S. (2002) - Short-term effect of human trampling on the upper infralittoral macroalgae of Ustica Island MPA (western Mediterranean, Italy). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **82**: 745-748.

UNDERWOOD A.J. (1993) - Exploitation of species on the rocky coast of New South Wales (Australia) and options for its management. *Ocean & Coastal Management*, **20**: 41-62.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 400-402

G. Cantone, D. Beninato

Dipartimento di Biologia Animale, Via Androne, 81 – 95124 Catania, Italia.

# OSSERVAZIONI ECO-ETOLOGICHE SUI RICCI DELL'AREA MARINA PROTETTA "ISOLE CICLOPI" (SICILIA ORIENTALE)

## *ECO-ETOLOGICAL OBSERVATIONS ON THE SEA URCHINS IN THE MARINE PROTECTED AREA "CICLOPI ISLANDS" (EASTERN SICILY)*

***Abstract***

*In this paper the results of the observations carried out on the sea urchins present on the bottoms of the Marine Protected Area "Ciclopi Islands" (Eastern Sicily) are reported.* Paracentrotus lividus, Sphaerechinus granularis *and* Arbacia lixula *have been studied; the influence of some ecological parameters (hydrodinamism, depth and slope of bottom ) and feeding behaviour of these animals have been examined.*

***Key-words:*** *sea urchins, ecology, behaviour, marine park, eastern Sicily.*

## Introduzione

La formazione dei *barrens*, consistente nella scomparsa parziale o molto accentuata della copertura algale degli scogli, è un fenomeno in forte espansione in Mediterraneo dove è stato segnalato per la prima volta, a metà degli anni Ottanta, da Sala per le isole Medas (Mediterraneo Occidentale). Le cause possono essere svariate, ma un ruolo predominante sembra essere l'aumentata azione di pascolo di pesci e ricci erbivori (Lawrence, 1975; Sala e Boudouresque, 1997), accompagnata da una diminuzione dei loro predatori. Nelle Aree Marine Protette l'interdizione della pesca sembra aver provocato, rispetto alle aree senza vincoli, una diminuzione del numero di Echinoidei dovuta all'incremento di *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758) e *D. vulgaris* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817) importanti predatori dei ricci adulti, e di *Coris julis* (Linnaeus, 1758) predatore dei giovani (Sala, 1997). Poiché nell'A.M.P. "Isole Ciclopi" di Acitrezza (Catania) sono visibili tratti sempre più estesi di rocce denudate, fenomeno già osservato nel 1997 anche ad Ustica (Chemello, com. pers.), si è voluta esaminare l'abbondanza dei ricci, il loro comportamento e quali fattori ecologici li influenzassero, per chiarire, se possibile, il loro eventuale ruolo nella formazione dei *barrens*.

## Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto, con la tecnica del *visual census*, sui fondali dell'Arcipelago dei Ciclopi che si trova poco al largo di Acitrezza (Catania, Sicilia Orientale). In particolare è stato studiato il faraglione maggiore, essendo rappresentativo della situazione presente in tutta l'area. Sono state selezionate undici stazioni (indicate da lettere nella Tab. 1), lungo l'intero perimetro del faraglione, a profondità comprese tra 3 e 11 metri (batimetria oltre la quale i *barrens* sono totalmente assenti), in corrispondenza delle quali sono state effettuate le osservazioni. Essendo le stazioni di campionamento caratterizzate da gradi diversi di idrodinamismo e pendenze differenti del fondale all'aumentare della profondità (Tab. 1), è stato possibile valutare gli effetti di tali parametri ecologici sui ricci presenti. Durante le osservazioni, condotte

stagionalmente nell'arco di un anno tramite un quadrato di 1 m × 1 m, si è valutata la densità dei ricci nelle singole stazioni.

## Risultati

Le specie riscontrate sono *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816), presente dai 4 ai 6 m, *Arbacia lixula* (Linnaeus, 1758), presente a tutte le profondità e *Spaerechinus granularis* (Lamarck, 1816), dai 6 m in giù.

Tab. 1 - Caratteristiche ecologiche delle stazioni di campionamento e densità stagionale dei ricci.
*Ecological features of the sampling sites and seasonal density of the sea-urchins.*

| Zona | Prof. (m) | Esposizione | Pendenza (%) | Inverno | Primavera | Estate | Autunno |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| A | 3,9 | riparata | 75 % | 25 | 24 | 24 | 23 |
| B | 3,8 | esposta | 95 % | 18 | 15 | 14 | 13 |
| C | 6 | riparata | 60 % | 25 | 27 | 23 | 22 |
| D | 4,5 | riparata | 30 % | 20 | 19 | 17 | 18 |
| E | 11 | esposta | 15 % | 8 | 6 | 4 | 5 |
| F | 0/8 | esposta | 100 % | 0 | 0 | 1 | 0 |
| G | 6 | riparata | 95 % | 15 | 16 | 14 | 12 |
| H | 4,5 | esposta | 75 % | 10 | 8 | 8 | 7 |
| I | 9,2 | esposta | 10 % | 6 | 5 | 5 | 4 |
| L | 6 | esposta | 80 % | 12 | 12 | 14 | 13 |
| M | 4,5 | esposta | 80 % | 13 | 9 | 8 | 9 |
| | | | | Tot. 152 | Tot. 141 | Tot. 132 | Tot. 126 |

L'idrodinamismo è un importante fattore ecologico nel condizionare la presenza dei ricci, infatti il maggior numero di esemplari è stato rinvenuto nelle stazioni più profonde od in quelle superficiali più riparate; la "preferenza" di superfici verticali rispetto a quelle più pianeggianti, evidenziata durante le osservazioni, sembra da attribuire alla minore esposizione ai moti del mare anziché a fattori di inclinazione, poiché stazioni pianeggianti riparate presentano scarse presenze di individui (Tab. 1).

Tab. 2 - Abbondanza stagionale dei ricci.
*Seasonal abundance of the sea-urchins.*

| | P. lividus | A. lixula | S. granularis | Totale |
|---|---|---|---|---|
| Inverno | 67 | 75 | 10 | 152 |
| Primavera | 60 | 72 | 9 | 141 |
| Estate | 56 | 69 | 7 | 132 |
| Autunno | 51 | 67 | 8 | 126 |

L'abbondanza dei ricci è risultata maggiore in inverno quando sono stati osservati 152 esemplari, 75 appartenenti ad *A. lixula,* 67 a *P. lividus* e 10 a *S. granularis*; i

valori minimi si sono avuti in autunno con 126 individui (67 *A. lixula,* 51 *P. lividus* e 8 *S. granularis*) (Tab. 2). In primavera erano visibili *barrens* abbastanza estesi nelle stazioni del versante nord-ovest, nelle quali si aveva il maggior numero di ricci, soprattutto *P. lividus* ed *A. lixula;* in estate, il fenomeno era in regressione (così come il numero di ricci) e si notava l'insediamento di *P. pavonica;* in inverno i tratti denudati sono aumentati evidenziando l'azione di pascolo sulla *Padina* di un maggior numero di ricci; in inverno si assiste alla maggior estensione del denudamento.

## Conclusioni

Dalle osservazioni condotte è emerso che l'abbondanza dei ricci all'interno dell'A. M.P "Isole Ciclopi" non è in realtà scarsa, ma può sembrare minore di quella reale a causa delle abitudini criptiche o sciafile delle specie; essa non è uniforme ma, essendo influenzata negativamente dall'idrodinamismo, risulta maggiore nelle zone più riparate o in profondità. Il substrato gioca un ruolo importante, non relativamente alla sua inclinazione quanto in base alla possibilità di offrire anfratti o cavità ove rifugiarsi per sfuggire ai predatori o alla luce intensa. Le risorse alimentari vengono sfruttate al meglio in quanto *P. lividus* e *S. granularis* si nutrono entrambi di macroalghe erette ma preferiscono profondità differenti; *A. lixula,* presente a tutte le profondità di osservazione, pascola grattando tutta la copertura algale, non disdegnando le spugne.

Riguardo al ruolo che i ricci svolgono nella formazione dei *barrens*, è innegabile una loro influenza dovuta all'erbivoria, poiché la loro presenza è maggiore nei tratti denudati.

### Bibliografia

LAWRENCE J.M. (1975) – On the relationships between marine plants and sea urchins. *Ocean. Mar. Biol. Ann. Rew.,* **13**: 213-286.

SALA E. (1997) – Fish predators and scavengers of the sea urchins *Paracentrotus lividus* in protected areas of the north-west Mediterranean Sea. *Mar. Biol.,* **129**: 531-539.

SALA E., BOUDOURESQUE C. (1997) – The role of fishes in the organization of a Mediterranean sub littoral community. I: Algal communities. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* **212**: 25-44.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 403-405

E. Casola, L.A. Chessa[1], P. Lanera, G. Magnifico, N. Plastina,
M. Scardi[2], L.M. Valiante, D. Vinci

Bioservice s.c.r.l., Vico S. Domenico Maggiore, 9 - 80134 Napoli, Italia.
[1]Dip. Sc. Zootecniche, Univ. Sassari, Sassari, Italia.
[2]Dip. Biologia, Univ. Roma "Tor Vergata", Roma, Italia.

# ANALISI DESCRITTIVA DELLA PRATERIA DI *POSIDONIA OCEANICA* DELL'AREA DI REPERIMENTO DENOMINATA "CAPO TESTA–PUNTA FALCONE" (SARDEGNA SETTENTRIONALE)

## *DESCRIPTIVE ANALYSIS OF THE* POSIDONIA OCEANICA *BED OF THE FUTURE MARINE PROTECTED AREA "CAPO TESTA–PUNTA FALCONE" (SARDINIA)*

***Abstract***

*The descriptive analysis of the* Posidonia oceanica *bed has been carried out in the future marine protected area "Capo Testa – Punta Falcone" (Sardinia). In 10 stations density measurements have been carried out and leaf shoots have been picked up for the phenological analysis. The obtained results have shown the good health condition of the investigated bed.*

***Key-words:*** Posidonia oceanica*, Sardinia, phenology, density measurement, marine protected area.*

## Introduzione

Le conoscenze sul benthos dell'Area di reperimento di "Capo Testa-Punta Falcone" sono molto limitate e questo è vero anche nel caso della prateria di *Posidonia oceanica*. A tal proposito si segnala l'esistenza, presso il Ministero dell'Ambiente e del Territorio, di un Rapporto sulla mappatura della *P. oceanica* della Sardegna ed Isole minori ove sono riportati i risultati di *surveys* effettuati mediante R.O.V. e S.S.S. Esiste, inoltre, uno studio di Cossu e Gazale (1997) nel quale, nel descrivere alcune unità ambientali nell'area del Parco internazionale delle Bocche di Bonifacio, viene citata la prateria di *P. oceanica* di Punta Marmorata. Sono, infine, da riportare le indagini di Cossu e Gazale (1996) e di Vetere *et al*. (1999) che, se pur svolte al di fuori dell'area in esame, interessano porzioni di prateria fortemente attigue e morfologicamente affini.

Nell'ambito dello studio di fattibilità propedeutico all'istituzione dell'Area Marina Protetta denominata "Capo Testa–Punta Falcone" (Sardegna settentrionale), coordinato per il Ministero dell'Ambiente dal Dipartimento di Scienze Zootecniche dell'Università degli Studi di Sassari, è stata descritta la prateria di *P. oceanica* dell'area e ne è stato valutato lo stato di salute.

## Materiali e metodi

La campagna di rilevamento e campionamento è stata realizzata nell'estate del 1999. Sulla base dei risultati preliminari delle indagini effettuate con il Side Scan Sonar, che indicavano la presenza di *P. oceanica* nella zona compresa tra Capo Testa e Punta Marmorata, con una prateria abbastanza omogenea ed estesa, in particolare nell'insenatura di Cala Marmorata, sono state individuate dieci stazioni posizionate in prossimità della batimetrica dei 15 metri e distribuite uniformemente per tutta l'esten-

sione della prateria indagata. In ogni stazione sono state effettuate misure dirette di densità (almeno 5 conte per stazione) ed è stato stimato il grado di copertura del substrato da due operatori indipendentemente, che hanno espresso le loro stime utilizzando una scala semiquantitativa (in decimi). Dai risultati delle conte è stata dedotta la densità assoluta per $m^2$ che, corretta per il grado di copertura, ha permesso di calcolare la densità relativa. Sono stati, inoltre, raccolti 10 fasci fogliari su cui sono state condotte le analisi fenologiche per il calcolo dei seguenti parametri: numero medio di foglie per fascio, larghezza e lunghezza media delle foglie, Coefficiente A ed Indice fogliare (Caye, 1980; Drew, 1971; Panayotidis e Giraud, 1981).

## Risultati

Le indagini sulla macroripartizione hanno fornito, per la prateria di *P. oceanica* nel suo insieme, un valore di densità assoluta media superiore ai 400 fasci $m^{-2}$ (Tab. 1). Essendo il grado di copertura medio pari a 7, la densità relativa ha fatto registrare un valore medio di 289 fasci $m^{-2}$.

Le analisi fenologiche sono state condotte su un numero complessivo di ciuffi pari a 100, per un totale di 814 foglie. In Tab. 1 vengono riportati i valori dei parametri fenologici calcolati.

Il numero medio di foglie per fascio ha presentato un minimo di 7,4 nella stazione

Tab. 1 - Valori di densità e parametri fenologici.
*Density values and phenological parameters.*

| **Stazione** | **1** | **2** | **3** | **4** | **5** | **6** | **7** | **8** | **9** | **10** | **Media** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Profondità (m)** | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 16 | 15 | 15 |
| **Copertura (decimi)** | 8 | 7 | 8 | 6 | 6 | 5 | 7 | 10 | 6 | 8 | 7 |
| **Densità assoluta (fasci $m^{-2}$)** | 215 | 474 | 426 | 394 | 304 | 454 | 381 | 398 | 393 | 623 | 406 |
| **Classe di Giraud** | IV | II | II | III | III | II | III | III | III | II | II |
| **Densità relativa (fasci $m^{-2}$)** | 172 | 332 | 341 | 236 | 182 | 227 | 267 | 398 | 236 | 498 | 289 |
| **Numero medio di foglie per fascio** | 7,6 | 7,8 | 7,4 | 8,0 | 9,2 | 9,4 | 7,6 | 8,0 | 9,0 | 7,4 | 8,1 |
| **Larghezza media delle foglie (cm)** | 0,7 | 0,7 | 0,7 | 0,8 | 0,8 | 0,8 | 0,7 | 0,7 | 0,7 | 0,7 | 0,7 |
| **Lunghezza media delle foglie (cm)** | 37,4 | 40,2 | 36,8 | 44,1 | 42,9 | 36,8 | 40 | 41,2 | 38,1 | 43,1 | 40 |
| **Coefficiente A (%)** | 5,3 | 7,7 | 16,2 | 20 | 13,0 | 12,8 | 31,6 | 15 | 35,6 | 37,8 | 19,5 |
| **Indice fogliare** | 5,8 | 12 | 9,7 | 12,5 | 11,8 | 13,7 | 10,4 | 11,3 | 11,8 | 17,8 | 11,6 |

3, un massimo di 9,4 nella stazione 6 ed un valore medio di 8,1. La larghezza media delle foglie ha mostrato valori estremamente coerenti tra le diverse stazioni, variando da 0,7 cm a 0,8 cm con una media di 0,7 cm per tutta la prateria. La lunghezza media delle foglie ha presentato valori tra 36,8 cm (stazione 6) e 44,1 cm (stazione 4). I valori del Coefficiente A hanno fatto registrare notevoli differenze tra le stazioni, presentando il valore minimo nella 1 (5,3%) ed il massimo nella 10 (37,8%) con un

Coefficiente A globale del 19,5%. Infine, l'Indice fogliare ha mostrato valori con un minimo di 5,3 nella stazione 1, un massimo di 17,8 nella 10 ed un valore medio pari a 11,6.

## Conclusioni

Le indagini sulla macroripartizione hanno permesso di assegnare la prateria di Capo Testa–Punta Falcone alla classe II di Giraud (1977), o di prateria densa. Le praterie appartenenti a tale classe sono da ritenersi all'inizio della degenerazione o alla fine della trasgressione, tendenti progressivamente ad una crescita nel solo piano verticale.

I valori dei parametri fenologici calcolati sono in accordo con quanto evidenziato mediante l'analisi sulla macroripartizione: la prateria oggetto del presente studio è composta da piante in buono stato di salute.

In conclusione, la prateria di *P. oceanica*, formazione di gran lunga più importante da un punto di vista ecologico fra quelle presenti nell'area indagata, è ovunque in buone condizioni. Le piante mostrano evidenti capacità di adattamento alle differenti esposizioni evidenziate dall'articolazione della linea di costa e rispondono efficacemente alle diverse caratteristiche del substrato.

### Bibliografia

CAYE G. (1980) - Sur la morphogenese et le cycle vegetatif de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. These Doct., Aix-Marseille II, Fr.: 1-121.

COSSU A., GAZALE V. (1996) - Indagine sulla componente bentonica dell'area di Porto Liscia (NE-Sardegna). *Biol. Mar. Medit.*, **3**: 451-453.

COSSU A., GAZALE V. (1997) - Caratterizzazione del benthos per la definizione del Parco Internazionale delle Bocche di Bonifacio. *Biol. Mar. Medit.*, **4**: 481-482.

DREW E.A. (1971) - *Botany. Underwater Science. An introduction to experiments by divers*. Woods et Lithgoe ed., London: 59 pp.

GIRAUD G. (1977) - Essai de classement des herbiers de *Posidonia oceanica* (Linné) Delile. *Bot. mar.*, **20** (8): 487-491.

PANAYOTIDIS P., GIRAUD G. (1981) - Sur un cycle de renouvellement des feuilles de *Posidonia oceanica* (L.) Delile dans le Golfe de Marseille. *Vie et Mileu*, **31** (2): 129-136.

VETERE M., PESSANI D., FONTANA E., GIALLARA P.A., MUSSAT SARTOR R., PIASCO A., RENDINELLA S. (1999) - Sviluppo di un progetto per la protezione e valorizzazione del litorale di Aglientu (SS). *Biol. Mar. Medit.*, **6** (1): 119-125.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 406-407

G. Ceccherelli, D. Casu[1], D. Pala, A. Floris[1], A. Castelli[2], M. Curini Galletti[1], N. Sechi

Dipartimento di Botanica ed Ecologia vegetale, Università di Sassari, Via Muroni, 25 - 07100 Sassari, Italia.
[1]Dip. Zoologia ed Antropologia. Biol., Univ. Sassari, Italia.
[2]Dip. Sc. Uomo e Ambiente, Univ. Pisa, Italia.

# PRELIMINARY EVALUATION ON THE PROTECTION EFFECT AT TAVOLARA - CAPO CODA CAVALLO MPA (NORTH-EASTERN SARDINIA)

## *PRIME VALUTAZIONI SULL'EFFETTO DELLA TUTELA NELL'AREA MARINA PROTETTA DI TAVOLARA - CAPO CODA CAVALLO (SARDEGNA NORD-ORIENTALE)*

***Abstract***

*To evaluate the protection effect, differences in benthic composition of three habitats between a "no-entry, no-take" zone and two control sites at Tavolara - Capo Coda Cavallo MPA were studied. Results suggested a significant difference only for the* Cystoseira *habitat. Comments on possible further causes responsible for this result are given.*

***Key-words*****:** *management, protection,* Cystoseira.

## Introduction

The main roles of MPAs should be the maintenance of ecological processes, the conservation of marine biodiversity, the encouragement of scientific and educational activities and the promotion of social welfare (Salm & Clark, 1984; Villa *et al*., 2002). However, the siting and design of MPAs is frequently based on opportunity rather than on ecological criteria and information (Sala *et al*., 2002) and quantitative investigations on complex processes such as reproduction, recruitment, dispersal and survivorship of species are seldom carried out. When no data are available before the establishment of MPA, ecological effectiveness assessment can be achieved by investigating differences among levels of protection, at this time. This paper has the aim to assess ecological effectiveness by evaluating differences in taxa composition of three habitats between a 'no-entry, no-take' zone and two controls.

## Materials and methods

This study was carried out from May to September 2002 at Tavolara - Capo Coda Cavallo MPA (40° 35.20' N; 09°48.50' E) located in north-east Sardinia and established in 1997. Evaluation of differences in benthic assemblages among zones was done choosing two controls sites (C1 and C2) along a 'entry, no-take' zone of Molara Island, that has the same characteristics of substrate and geography of Molarotto (site A). Three habitats were investigated: two were subtidal (*Cystoseira amentacea* var. *stricta* and rocky vertical surfaces at 5 m deep) and one intertidal (algal turfs habitats). The subtidal rocky habitat was sampled at 5 m depth by taking underwater close-up slides of a standard surface. For both the intertidal habitat and *C. amentacea* var. *stricta*, benthic composition was investigated by estimating coverage in the field. Benthic composition and coverage was determined observing each slide on a dissecting microscope. At each site (A, C1 and C2), for each habitat investigated, three areas were randomly chosen and, within each area, ten replicates were randomly sampled. For each habitat a total of 90 replicates were sampled.

## Results and conclusions

The overall number of taxa recognized per habitat was 43, 36 and 31 respectively in *Cystoseira*, algal turfs and subtidal. The number of taxa per quadrate ranged from 8 to 16, from 4 to 13 and from 5 to 16 respectively in *Cystoseira*, algal turfs and subtidal.

In *Cystoseira* spp. habitat the null hypothesis that community structure was similar at all sites was rejected (ANOSIM, R=0.772 p=0.4%). This is also shown by the ordination of site centroids by MDS representing differences among assemblages from area to area at each site when variability among quadrats is ignored: all areas are well separated from each other (Fig. 2). For the subtidal and algal turf habitats the null hypothesis was accepted (ANOSIM, R=0.383 p=6.1% and R=0.243 p=11.4%, respectively). This is also shown by the ordination of site centroids by MDS (Fig. 1).

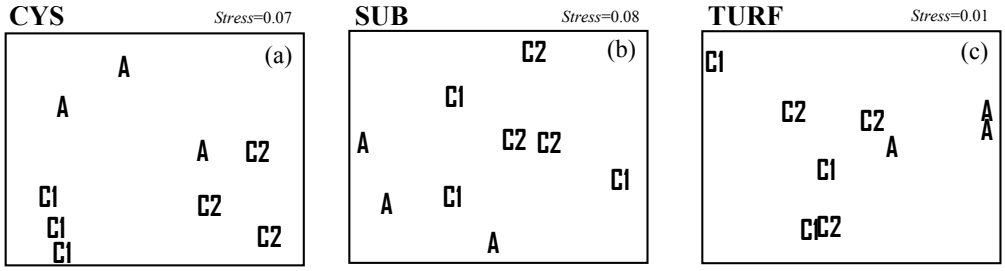



Fig. 1 - nMDS plots for each habitat comparing assemblages in the 'no-take, no-entry' zone (A) with the controls (C1 and C2). Each symbol is the 'average sample' of a site (n=10).

*Ordinamenti MDS per ogni habitat per confrontare i popolamenti della zona 'no-take, no-entry' (A) con i controlli (C1 e C2). Ogni simbolo rappresenta la media di un sito (n=10).*

Overall results show that in Tavolara MPA shallow water habitats benthic composition and coverage are not strongly related to the protection level adopted, suggesting that possibly other environmental features could play a mayor role. We suspect that the differences found for *Cystoseira* habitat are not related to a trampling or harvesting effect but they could be due to the different *Cystoseira* species occurring at the sites: they are likely to form a different undercanopy habitat possibly hosting different benthic assemblages. However, given the uniqueness of sites at this MPA, these data are an important data bank for future evaluation of protection effect.

### References

SALA E., ABURTO-OROPEZA O., PAREDES G., PARRA I., BARRERA J.C., DAYTON P.K. (2002) - A general model for designing networks of marine reserves. *Science,* **298**: 1991-1993.

SALM R.V., CLARK J.R. (1984) - Marine and coastal protected areas: a guide for planners and managers. IUCN Gland, Switzerland.

VILLA F., TUNESI L., AGARDY T. (2002)- Zoning Marine Protected Areas through spatial multiple-criteria analysis: the case of the Asinara National Marine Reserve of Italy. *Conservation Biology*, **16** (2): 515-526.

Research carried out within the project "AFRODITE".

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 408-411

C. Altobelli, L. Nicoletti[1], C. Chimenz Gusso[2]

Dipartimento di Scienze della Terra, Università di Roma "La Sapienza",
P. le Aldo Moro, 5 - 00185 Roma, Italia.
[1]I.C.R.A.M., Roma, Italia.
[2]Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università di Roma "La Sapienza", Roma, Italia.

# DETRITIC BOTTOM BRYOZOA OF LATIUM (TYRRHENIAN SEA)

## *BRIOZOI DEI FONDI DETRITICI DEL LAZIO (MAR TIRRENO)*

***Abstract***

*Detritic bottom bryozoan species were identified and the relation between zoarial form and colonized substrate investigated at Anzio and the Pontian Islands (Latium, Italy). A total of 59 species were identified and 8 zoarial forms recorded; spot, reticulate and patch were the most represented. In particular, spot species mainly fit on fine organogenic detritus, reticulate on pralines and patch on substrates of greater size.*

**Key-words***: Bryozoa, biogenic, deposits sediments, Tyrrhenian Sea.*

## Introduction

The classificatory model of spatial growth patterns for single-layered encrusting colonies of Cheilostome Bryozoa formulated by Buss (1979) and Jackson (1979) described a *continuum* between two endpoints, called sheet and runner morphologies; subsequently, other authors added further zoarial forms. Bishop (1989) reassessed this model suggesting the existence of nine forms: sheet, patch, spot (obligate/facultative), spiral, runner, reticulate, ribbon, infilling. The present work applies Bishop's model to the detritic bottom assemblages at Anzio and the Pontian Islands (Latium, Italy), taking into consideration the relation between zoarial growth form and colonized substrate. Therefore, this work represents a contribution to the knowledge available on the Bryozoan assemblages of Mediterranean detritic bottoms (Rosso *et al*., 1992; Rosso, 1996).

## Materials and methods

Samples were collected during the 1999-2001 campaigns at Anzio and the Pontian Islands (Latium, Italy) (Fig. 1). A total of 4 sediment samples were taken in two stations located at a depth of 47 m at Anzio, using a 50 l volume Charcot dredge; 17 sediment samples were collected in 17 stations at the Pontian Islands at depths ranging from 43 m to 88 m, by means of a 25 l volume Van Veen grab sampler. Each Bryozoan species was assigned to different zoarial types: 1) *flexible-erect* (upright colonies with thinly or non calcified skeleton) and 2) *unilaminar encrusting*; the latter includes some of the subtypes proposed by Bishop (1989): *runner* (diffuse, branching, uniserial growth), *patch* (medium-sized, multiserial colonies ranging from a few hundred to a few thousand zooids), *obligate-spot* (small, multiserial colonies including only about 25 contiguous zooids and producing ovicells as early as the three-zooid stage), *facultative-spot* (species able to have either spot or patch life strat-

egy according to substratum size), *reticulate* (contiguous zooids spaced by tubular interconnections). Each zoarial form was related to the different types of substrata found (Basso, 1992): rhodolite (including maërl, praline, boxwork), coated-grain, flat calcareous thalli of red algae, coarse organogenic detritus (relict *Glycymeris* shells with diameter >4 cm), fine organogenic detritus (diameter <4 cm).

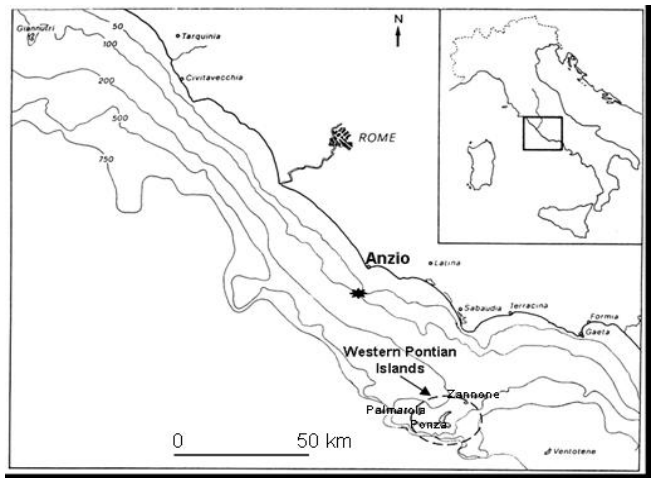



Fig. 1 - Map of the sampling areas.
*Aree d'indagine.*

Hierarchical agglomerative clustering based on Bray-Curtis similarity was carried out to explain the relation between substratum type and colony form in terms of both number of species (Fig. 2) and covered area (Fig. 3) at the Pontian Islands. The coverage area was calculated by measuring 1) the portion of substrate (in $mm^2$) occupied by the colony for the encrusting species; and 2) the portion of substrate occupied by the projection of the colony on the horizontal plane for the flexible-erect species.

## Results

A coastal detritic biocenosis was present in both areas. The "maërl" facies was found and 20 species of Bryozoa were recorded at Anzio; the "maërl", "pralines", "boxwork" facies were found and 58 species were identified at the Pontian Islands. The most represented forms were patch and reticulate at Anzio; patch, obligate-spot and runner at the Pontian Islands. The other forms were poorly represented.

As regards the Pontian Islands, in the dendrogram in Fig. 2 (based on the number of species) coated grains and maërl were cut off at 80% similarity and two clusters separated. Coated grains and maërl differed with respect to the other substrates because the former were colonized mainly by patch and reticulate species, the latter by numerous obligate spot and a few patch forms. Cluster a) included fine organogenic detritus and pralines according to numerous patch and obligate spot species;

cluster b) with the larger-sized substrates (boxwork, flat calcareous thalli of red algae and relict *Glycymeris* shells) was characterized by patch species abundance.

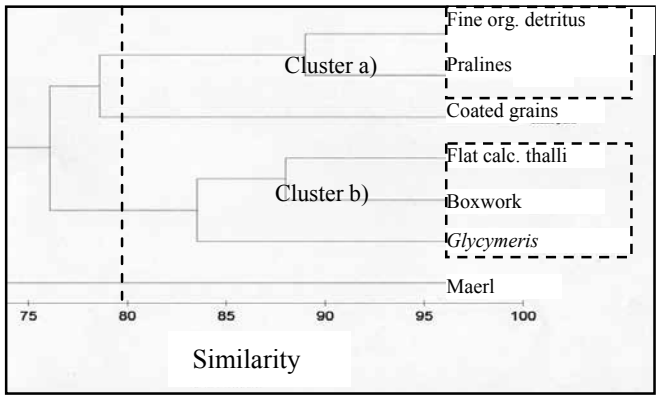



Fig. 2 - Pontian Islands: relation between zoarial form and substrate in terms of number of species.
*Isole Pontine: relazione tra forma zoariale e substrato in base al numero di specie.*

Dendrograms based on the covered area (Fig. 3) more clearly display the relation between zoarial form and colonized substrate. At 50% similarity maërl was cut off owing to the peculiar abundance of reticulate species, and two clusters separated. Cluster A) included fine organogenic detritus and pralines characterized by the abundance of obligate spot and reticulate forms, respectively; cluster B) included the larger-sized substrates mainly colonized by patch species.

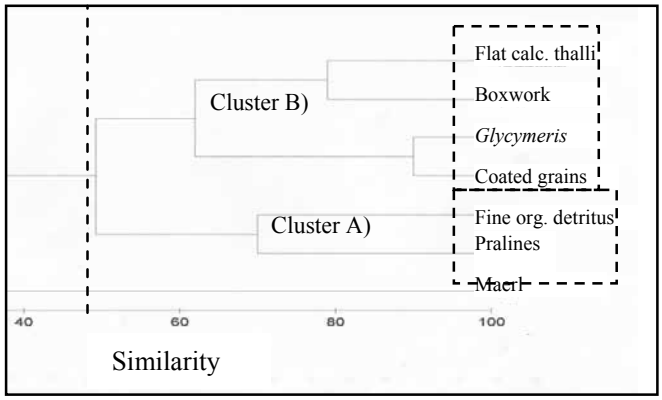



Fig. 3 - Pontian Islands: the relation between zoarial form and substrate in terms of covered area.
*Isole Pontine: relazione tra forma zoariale e substrato in base all'area di ricoprimento.*

## Conclusions

Differences between the assemblages from the two areas studied can be ascribed mainly to substrate composition, more varied at the Pontian Islands, although it must be acknowledged that a larger number of samples were taken over a wider depth range at the Pontian Islands.

The analysis of the relationship between Bryozoan colony habitus and substratum type in the coastal detritic bottoms indicated that spot colonies (*Hemicyclopora multispinata, Copidozoum tenuirostre, Escharoides mamillata*) are the most abundant on fine organogenic detritus in terms of both number of species and area covered. They are actually the fittest on spatially predictable substrates, such as flexible algal fronds or single sediment grains on particulate seabeds.

Spot colony species, besides several apparently r-selected characters (such as maturation at small size), also have characters that could be interpreted as highly specialized, such as selection of small substrates by the larvae (Bishop, 1989). This close association between larval behaviour and colony growth pattern makes them similar to solitary species and so they were named "pseudo-solitary" species by Winston (1985). Patch colonies (*Copidozoum planum*, *Figularia figularis, Crassimarginatella solidula*) are the best suitable to settle on substrates of greater size such as boxwork, calcareous thalli of red algae, relict *Glycymeris* shells; their reproductive strategy is intermediate between that of spot and sheet colonies (sheet form, including colonies with several thousand zooids, was not recorded in the assemblages studied). Reticulate forms (*Mollia patellaria, Chorizopora brongnartii*) are adapted to thrive on irregular, labyrinthic substrates such as "pralines" and "maërl". It is considered that the structure of the Bryozoan assemblages in the different Coastal Detritic facies is related to the abundance and variety of available substrata; hence, the assemblages are rich and diversified in the "pralines" facies, which includes substrates of different size, whilst they are less varied in the boxwork facies, and quite monotonic in maërl facies.

### References

BASSO D. (1992) - Deep rhodolith distribution in the Pontian Islands, Italy: a model for the paleoecology of a temperate sea. *Palaeo., Palaeo, Palaeo.,* **137**: 173-187.

BISHOP J.D.D. (1989) - Colony form and the exploitation of spatial refuges by encrusting Bryozoa. *Biol. Rev*., **64**: 197-218.

BUSS L.W. (1979) - Habitat selection, directional growth and spatial refuges: why colonial animals have more hiding places. In: G. Larwood and B.R. Rosen (eds), *Biology and Systematics of Colonial Organisms*: 459-497.

JACKSON J.B.C. (1979) - Morphological strategies of sessile animals. In: G. Larwood and B.R. Rosen (eds), *Biology and Systematics of Colonial Organisms*: 499-555.

ROSSO A. (1996) - Valutazione della biodiversità in Mediterraneo: l'esempio dei popolamenti a Briozoi della biocenosi del detritico costiero. *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 58-65.

ROSSO A., SAN FILIPPO R. (1992) - Bryozoans of a coastal detritic bottom off Pachino (southeastern Sicily). *Rapp. Com. Int. Mer Medit*., **33**: 50.

WINSTON J.E. (1985) - Life history studies of *Disporella* and *Drepanophora* in Jamaica. In: Nielsen C. and Larwood G.P. (eds), *Bryozoa: Ordovician to Recent*: 350.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 412-415

C. Chimenz Gusso, P. Tomassetti*

Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università di Roma "La Sapienza",
Viale Università, 32 - 00185 Roma, Italia.
*I.C.R.A.M., Roma, Italia.

# BRYOZOA GYMNOLAEMATA FROM THE COAST OF TUNISIA AND THE STRAIT OF SICILY

## *BRYOZOA GYMNOLAEMATA DELLA TUNISIA E DEL CANALE DI SICILIA*

***Abstract***

*A synthesis of the information about the Bryozoan fauna from Tunisia and the Strait of Sicily was made. The zoogeographical characteristics of the assemblages from these and other Mediterranean areas were compared and discussed.*

***Key-words:*** *Tunisia, Straits of Sicily, Bryozoa Gymnolaemata, zoogeography.*

## Introduction

The aim of the present study is to gather information about the bryozoan fauna from the coast of Tunisia and the Strait of Sicily, adding the Authors's unpublished data to those available from the literature.

## Materials and methods

The data came from:

Tunisia (Adjim, Biban, Bizerte, Djerba, Gulf of Gabès, Hammamet, Kerkennah islands, Gourine, Skira, Sousse, Oued Tindja, Tunis, Zarzis): Canu and Bassler (1930); Tunisia, Pantelleria, Skerki Bank: Gautier (1962); Tunisia (Zembra): Harmelin (1986); Lampedusa: Chimenz Gusso (unp. data); Strait of Sicily, Terrible and Talbot Banks (named "TT Banks"): Chimenz and Scaletta (1985); Strait of Sicily: Harmelin (1979); off Sciacca: Di Geronimo *et al.* (1993); off Sfax: Tomassetti *et al.* (1999) and Chimenz Gusso (unp. data); Gulf of Gabes: Mustapha *et al.* (1999).

A list of the species recorded was made, after having updated, whenever possible, the synonymy of the earlier authors on the basis of the most recent literature. The zoogeographical composition of the assemblages from the Terrible and Talbot Banks and from Lampedusa was studied and compared with that of the Straits of Gibraltar (Lopez de la Cuadra and Garcia-Gomez, 1993), Datcha (SW Turkey) (Chimenz Gusso, unp. data) and Yenikas (SE Turkey) (Nicoletti *et al.*, 1995; Chimenz Gusso, unp. data).

## Results

The number of species found in the above-mentioned sites is:

Tunisia (Canu and Bassler, 1930): 56; Tunisia, Pantelleria, Skerki and Sentinelle Banks (Gautier, 1962): 114 (Cheilostomida only); Zembra (Harmelin, 1986): 37; Lampedusa (Chimenz Gusso, unp. data): 47 (Tab. 1); TT Banks (Chimenz and Sca-

letta, 1985): 48; Strait of Sicily (Harmelin, 1979): 13; Sciacca (Di Geronimo *et al.*, 1993): 28 (plus 100 in the thanatocoenosis); Sfax (Tomassetti *et al.*, 1999; Chimenz Gusso, unp. data): 8; Gulf of Gabes (Mustapha *et al.*, 1999): 8.

On the strength of the above-mentioned data, the total number of species recorded in the studied area is about 170.

Tab. 1 - Species found at Lampedusa with their zoogeographical cathegory (symbols as in Tab. 2).
*Specie registrate a Lampedusa con la relativa categoria zoogeografica (simboli come in Tab. 2).*

| | |
|---|---|
| MA *Mimosella gracilis* Hincks, 1851 | ME *Hippaliosina depressa* (Busk, 1854) |
| CO *Mimosella verticillata* (Heller, 1867) | CO *Schizoporella errata* (Waters, 1878) |
| CO *Aetea anguina* (Linnaeus, 1758) | MA *Schizoporella cornualis* Hayward & Ryland, 1995 |
| MA *Beania cylindrica* (Hincks, 1886) | MA *Schizobrachiella sanguinea* (Norman, 1868) |
| CT *Beania hirtissima* (Heller, 1867) | CT *Arthropoma cecilii* (Audouin, 1826) |
| ME *Scrupocellaria delilii* (Audouin, 1826) | CT *Cribellopora trichotoma* (Waters, 1918) |
| MA *Scrupocellaria reptans* (Linnaeus, 1767) | MA *Escharina vulgaris* (Moll, 1803) |
| MA *Scrupocellaria scruposa* (Linnaeus, 1758) | MA *Metroperiella lepralioides* (Calvet, 1903) |
| MA *Crassimarginatella solidula* (Hincks, 1860) | ME *Plesiocleidochasma mediterraneum* Chimenz Gusso & Soule, 2003 |
| CT *Copidozoum tenuirostre* (Hincks, 1880) | ME *Margaretta cereoides* (Ellis & Solander, 1786) |
| ME *Onychocella marioni* Jullien, 1881 | MA *Schizomavella cfr. cornuta* (Heller, 1867) |
| MA *Calpensia nobilis* (Esper, 1796) | MA *Schizomavella linearis* (Hassall, 1841) |
| MA *Rosseliana rosselii* (Audouin, 1826) | MA *Schizomavella cfr. mamillata* (Hincks, 1880) |
| MA *Mollia circumcincta* (Heller, 1867) | MA *Microporella ciliata* (Pallas, 1766) |
| WD *Mollia patellaria* (Moll, 1803) | ME *Myriapora truncata* (Pallas, 1766) |
| ME *Monoporella fimbriata carinifera* Canu & Bassler, 1929 | MA *Cellepora pumicosa* (Pallas, 1766) |
| WD *Chlidonia pyriformis* (Bertoloni, 1810) | ME *Celleporina caminata* (Waters, 1879) |
| MA *Collarina balzaci* (Audouin, 1826) | ME *Turbicellepora torquata* Hayward, 1978 |
| ME *Puellina radiata* (Moll, 1803) | MA *Hagiosynodos latus* (Busk, 1856) |
| MA *Puellina picardi* Harmelin, 1988 | ME *Reteporella complanata* (Waters, 1894) |
| MA *Puellina hincksi* (Friedl, 1917) | MA *Reteporella couchii* (Hincks, 1878) |
| CO *Chorizopora brongniartii* (Audouin, 1826) | MA *Schizotheca fissa* (Hincks, 1856) |
| CO *Reptadeonella violacea* (Johnston, 1847) | ME *Rhynchozoon neapolitanum* Gautier, 1962 |
| ME *Pentapora ottomulleriana* (Moll, 1803) | |

A noteworthy find of two species recorded also at Yenikas (SE Turkey) was made at Lampedusa: *Monoporella fimbriata carinifera* Canu and Bassler, 1929 (Chimenz Gusso *et al.*, 2004) and *Plesiocleidochasma mediterraneum* Chimenz Gusso and Soule, 2003. *Monoporella* was found also in the Aegean Sea by Harmelin (1969) and Hayward (1974). As stated by Chimenz Gusso and Soule (2003), the specimens from the Aegean Sea recorded as *Cleidochasma* sp. by Harmelin (1969) and *Cleidochasma porcellanum* by Hayward (1974) are really *Plesiocleidochasma mediterraneum*. This taxon was collected also in south Eastern Sicily, at Porri Island (Rosso, personal communication).

The zoogeographical composition of five selected Mediterranean assemblages displayed the following characteristics (Tab. 2): a dominance of Mediterranean-Atlantic elements in almost all the areas, except Yenikas; an increasing proportion of Circum-Tropical species along the West-East axis; a percentage of Mediterranean-Endemic elements at Lampedusa, Datcha and Yenikas similar to that calculated by

Zabala (1986) for the whole Mediterranean Sea (20-28%); much lower values of the Mediterranean-Endemic component (about 13%) at Gibraltar and the TT Banks.

Tab. 2 - Zoogeographical composition (in %) of the assemblages from the area studied and from other Mediterranean areas. MA: Mediterranean-Atlantic; ME: Mediterranean-Endemic; CT: Circum-Tropical; CO: Cosmopolitan; WD: with wide distribution in warm and temperate waters; AA: Amphi-Atlantic; A: Atlantic; G: Endemic of Gibraltar; IP: Indo-Pacific..

*Composizione zoogeografica (in %) dei popolamenti dell'area di studio e di altre aree Mediterranee. MA: Atlanto-Mediterraneo; ME: Endemico-Mediterraneo; CT: Circum-Tropicale; CO: Cosmopolita; WD: ad ampia distribuzione in acque calde e temperate; AA: Anfi-Atlantico; A: Atlantico; G: Endemico di Gibilterra; IP: Indo-Pacifico.*

| | Gibraltar | TT Banks | Lampedusa | Datcha | Yenikas |
|---|---|---|---|---|---|
| Total number of species | 119 | 48 | 47 | 37 | 31 |
| Mediterranean-Atlantic | 48 | 55,5 | 49 | 43,75 | 26,7 |
| Mediterranean-Endemic | 13,4 | 13 | 27,6 | 25 | 30 |
| Cosmopolitan + widely distributed | 15,9 | 18,5 | 14,8 | 15,6 | 23,3 |
| Circumtropical | 4,2 | 5,5 | 8,5 | 12,5 | 16,7 |
| Indo-Pacific | 0 | 3,7 | 0 | 3,1 | 3,3 |
| Amphi-Atlantic | 7,5 | 1,85 | 0 | 0 | 0 |
| Atlantic | 8 | 1,85 | 0 | 0 | 0 |
| Gibraltar | 2,5 | 0 | 0 | 0 | 0 |

## Conclusions

This is more of a work in progress than a complete synthesis of the Bryozoa species collected in the area considered. An exact faunal list will be realistic only after a number of taxa have been re-examined. In this sense, the revision of Gautier's Tunisian collection, which will be presented by d'Hondt at the "Deuxièmes Journées franco-tunisiennes de Zoologie" (Tozeur, October 2003), will be very useful. The updating of the available data will allow also a restatement of the zoogeographic characteristics of the Bryozoa assemblages. Furthermore, caution is required in the present analysis due to the heterogeneous dataset and the small sample size at some localities. However, the dominance of Mediterranean-Atlantic species at Lampedusa and the TT Banks is compatible with the geographic position of these areas along the flow of the Atlantic surface current (Astraldi *et al*., 1999). The finding of Levantine elements such as *M. fimbriata carinifera* and *P. mediterraneum* does not conflict with the Atlantic characteristics of the assemblages and was noted also for Molluscs (Oliverio, personal communication); in this case, also historical factors have to be taken in consideration besides present ecological factors; but this is beyond the aims of our work. The zoogeographic composition of the assemblages from Datcha and Yenikas witnesses their appertainance to the Eastern Basin; whilst the higher percentage of Mediterranean-Atlantic elements at Datcha is linked to the cold upwelling of the Rhodes Gyre. The low percentages of Mediterranean-Endemic elements at Gibraltar and Terrible-Talbot Banks can be explained with the geographical position and – respectively – the peculiarity of the sampled habitat (*Laminaria rodriguezii* association). Finally, it is somewhat surprising that *Monoporella* was not found by Canu and Bassler in Tunisia, considering the fact that Lampedusa is located on the Tunisian continental shelf. It has not so far been possible to find the type of *Hippoporina simplex*, cited by Canu & Bassler (1930), which may correspond to *P. mediterraneum.*

**Acknowledgments**

We wish to thank Dr. M. Oliverio for helpful discussion and Dr. S. Cocito who supplied us with bibliographic information.

**References**

ASTRALDI M., BALOPOULOS S., CANDELA J., FONT J., GACIC M., GASPARINI G.P., MANCA B., THEOCHARIS A., TORÉ J. (1999) – The role of straits and channels in understanding the characteristics of Mediterranean circulation. *Progr. in Oceanogr*., **44**: 65-108.

CANU F., BASSLER R.S. (1930) – Bryozoaires marins de Tunisie. *Ann. St. Océan. Salammbô*, **5**: 1-95, pls. 1-13.

CHIMENZ C., SCALETTA F. (1985) – Briozoi epifiti nel Canale di Sicilia. *Oebalia*, **11** (3): 755-757.

CHIMENZ GUSSO C., SOULE D. (2003) – First recognized occurrence of the genus *Plesiocleidochasma* in the Mediterranean region (Bryozoa, Cheilostomatida) with *Plesiocleidochasma mediterraneum*, new species. *Boll. Mus. Civ. St. Nat. Verona*, **27**: 71-76.

CHIMENZ GUSSO C., BOCCIA P., GIOVANNINI N. (2004) – Importance of faunistic and taxonomical studies for a correct analysis of the zoogeography of Mediterranean Bryozoa. *Biogeographia,* **25**.

DI GERONIMO I., ROSSO A., SANFILIPPO R. (1993) – The *Corallium rubrum* fossiliferous banks off Sciacca (Strait of Sicily). In: Cicogna F., Cattaneo-Vietti R. (eds), *Red coral in the Mediterranean Sea: Art, History and Science.* Min. Ris. Agr. Al. For., Roma: 75-107.

GAUTIER Y.-V. (1962) - Recherches écologiques sur les Bryozoaires Chilostomes en Mediterranée occidentale. *Recl. Trav. Stn. mar. Endoume*, **38** (24): 1-434.

HARMELIN J.-G. (1968/69) – Bryozoaires récoltés au cours de la campagne du Jean Charcot en Méditerranée Orientale (Aout-Septembre 1967). I. Dragages. *Bull. Mus. Natn. Hist. Nat.*, 2ème Série, **40** (6): 1179-1208.

HARMELIN J.-G. (1979) - Aperçu de la faune bryozoologique bathyale du detroit Siculo-Tunisien. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.,* **25/26** (4): 171-172.

HARMELIN J.-G. (1986) – Autres groupes zoologiques. In: Boudouresque C.-F., Harmelin J.-G., Jeudy de Grissac A. (eds), *Le benthos marin de l'ile de Zembra (Parc National, Tunisie).* GIS Posidonie publ, Marseille, Fr.: 117-125.

HAYWARD P.G. (1974) – Studies on the cheilostome bryozoan fauna of the Aegean island of Chios. *J. nat. Hist.*, **8**: 369-402.

LOPEZ DE LA CUADRA C.M., GARCIA-LOPEZ J.C. (1993) – Zoogeographical study of the Cheilostomatida from the Straits of Gibraltar. In: Hayward P.J., Ryland J.S., Taylor P.D. (eds), *Biology and Palaeobiology of Bryozoans*, Olsen and Olsen, Fredensborg: 107-112.

MUSTAPHA K.B., HATTOUR A., MHETLI M., EL ABED A., TRITAR B. (1999) – Etat de la bionomie benthique des étages infra et circalittoral du Golfe de Gabes. *Bull. Inst. Natn. Scienc. Tech. Mer (Tunisie)*, **26** (2): 1-64.

NICOLETTI L., FARAGLIA E., CHIMENZ GUSSO C. (1995) – Campagna *"Akdeniz '92"*: studio della fauna briozoologica epifita su *Posidonia oceanica. Biol. Mar. Medit.,* **2** (2): 397-399.

ROBINSON A.R., GOLNARAGHI M., LESLIE W.G., ARTEGIANI A., HECHT A., LAZZONI E., MICHELATO A., SANSONE E., THEOCHARIS A., ÜNLÜATA Ü. (1991) - The eastern Mediterranean general circulation: features, structure and variability. *Dynamics of Atmospheres and Oceans*, **15**: 215-240.

TOMASSETTI P., TOSTI M., LATTANZI L., LA VALLE P., CHIMENZ C. (1999) – Primi dati sui popolamenti bentonici circalitorali al largo di Sfax, Tunisia (Canale di Sicilia). *Biol. Mar. Medit.*, **6** (1): 457-461.

ZABALA M. (1986) – *Fauna dels Briozous dels Paisos Catalans.* Inst. Est. Cat. Ed. Barcelona: 833 pp.

This study was partly funded by MURST (Ministero per l'Università e la Ricerca Scientifica e Tecnologica).

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 416-418

S. Cocito, M. Novosel[1], A. Novosel[2], A. Peirano, S. Sgorbini

ENEA Centro Ricerche Ambiente Marino, C.P. 224 - 19100 La Spezia, Italia.
[1]Faculty of Science, Dept. of Biology, Rooseveltov trg 6 - 10000 Zagreb, Croatia.
[2]Ecological Research Society Paks, Vojnovićeva, 19 - 10362 Kašina, Croatia.

# OCCURRENCE OF CARBONATE BIOCONSTRUCTIONS AROUND *VRULJAS* IN THE NORTH-EAST ADRIATIC SEA

## *BIOCOSTRUZIONI CARBONATICHE ATTORNO A* VRULJAS *NEL NORD-EST ADRIATICO*

***Abstract***

*Occurrence of large carbonate bioconstructions built by the bryozoan* Pentapora fascialis *and the serpulid* Salmacina dysteri *around karstic underwater springs in the Senj Archipelago (north-east Adriatic Sea) has been documented. Colony size ranged from 6731 to 149,670 cm³ for* P. fascialis *and from 354 to 1779 cm³ for* S. dysteri. *These bryozoan-serpulid constructions are among the most quantitatively important carbonate frameworks of the Mediterranean, with carbonate standing stock ranging from 559 to 12,422* $CaCO_3\ g{\cdot}m^{-2}$ *for* P. fascialis *and from 17.4 to 86.9* $CaCO_3\ g{\cdot}m^{-2}$ *for* S. dysteri.

***Key-words****: bryozoan, serpulid, biogenic carbonate,* vruljas*, NE Adriatic.*

## Introduction

Little is known on carbonate standing stocks and distribution of biogenic carbonate build-ups in temperate waters (Henrich *et al*., 1995; Cebrian *et al*., 2000), particularly their variability related to species and habitat diversity.

The east part of the north Adriatic Sea (Velebit Channel) is characterised by karstic underground canals ending undersea in the form of temporary freshwater springs, the so called *vruljas*, where large quantities of freshwater enter the marine area. Localised mixing of fresh and marine waters and related hydrodynamics make this environment peculiar, although these settings are poorly documented.

Aim of this paper is to document the occurrence of large carbonate bioconstructions found around *vruljas* in the Senj Archipelago (Croatia) and quantify their carbonate standing stock.

## Materials and methods

Video images of bioconstructions were recorded by SCUBA divers in June 2002 at depth ranging from 19 to 27 m on the rocky cliffs of Grmač (44°52’58” N; 14°53’54” E) and Ždralova (44°54’19” N; 14°54’57” E). MOD3D, a 3-D reconstruction method based on images processing was applied in order to compute volume and other morphometric measurements (Cocito *et al*., 2003). Species forming constructions were sampled to check taxonomic identity. Relationship between colony size (‘pseudocolony’ in the case of the serpulid as suggested by Bianchi, 2001) (volume, V) and carbonate dry weight (CDW) was calculated on *in situ* measurements for the bryozoan applying the conversion factors according to Cocito and Ferdeghini (2001), while 7 ‘pseudocolonies’ of the serpulid were sampled to calculate relationship among size, biomass and skeleton weight.

## Results and conclusions

*Vruljas* were found in rocky fractures, in debris and in clastic sediment. Their occurrence was variable both in abundance and position and the majority of them was temporary active, with a continuous flow of freshwater. Their funnel diameter ranged from few cm up to 2.5 m.

A well developed ring of sessile organisms, almost exclusively carbonate filter-feeders such as bryozoans and serpulids, namely *Pentapora fascialis* and *Salmacina dysteri*, was found around the funnel border of the outflow (Fig. 1).

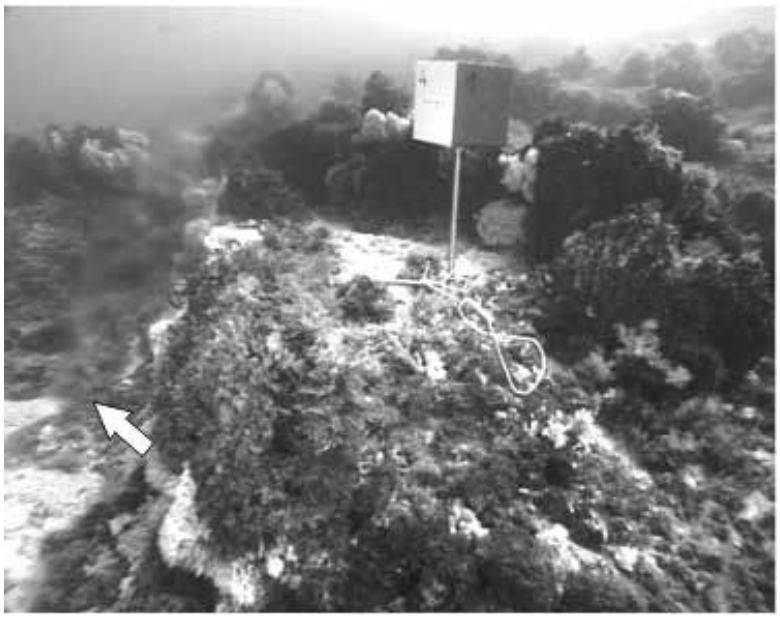


Fig. 1 - Large bryozoan-serpulid constructions made by *Pentapora fascialis* and *Salmacina dysteri* around one *vrulja* outflow (white arrow). The cube size used for image calibration is 25 cm.
*Costruzioni carbonatiche del briozoo* Pentapora fascialis *e del serpulide* Salmacina dysteri *attorno ad una* vrulja *(freccia bianca). Il cubo utilizzato per la calibrazioni delle immagini ha il lato di 25 cm.*

Large, mound colonies of *P. fascialis*, approaching an elliptic bowl, grew with the living, convex portion upstream the outflow, whereas downstream portion of the colonies was necrotic and covered with epiphytes, mainly Dictyotales. Many colonies growing closer to the *vruljas* outflow bore on the living portion densely-packed tubes of *S. dysteri*. Bryozoan colonies grew closely adjacent to each other, often coming into contact, in the proximity of the *vruljas* and less packed at increasing distance.

Average width of the bryozoan colonies was 49.5 ± 15.7 cm, while the serpulid formations were 15.8 ± 4.7 cm. Colony size ranged from 6731 to 149,670 $cm^3$ for *P. fascialis,* and from 354 to 1779 $cm^3$ for *S. dysteri.* According to conversion factors

proposed by Cocito and Ferdeghini (2001), carbonate standing stock for *P. fascialis* ranged from 559 to 12,422 $CaCO_3$ g·m$^{-2}$. For *S. dysteri* the following equation resulted:

$$CDW\ (g) = 0.0488 \cdot V\ (cm^3) + 0.124 \quad (R_2 = 0.97)$$

according to which carbonate standing stock ranged from 17.4 to 86.9 $CaCO_3$ g·m$^{-2}$.

Several bryozoans and serpulids are known to produce and deposit relevant calcareous skeletons (Cocito and Ferdeghini, 2001; Smith *et al.,* 2001; Bianchi, 2001). The few data available on carbonate standing stock of benthic organisms in the temperate regions (see Cocito and Ferdeghini, 2001 for a literature review) indicate that these bryozoan-serpulid constructions are important contributors, particularly for the bryozoan, to the carbonate budget in the Mediterranean. More detailed studies on abundance and distribution of carbonate bioconstructions should be done, particularly in the continental shelf, to quantify the establishment of global carbonate budgets at basin level.

**Acknowledgements**

Authors thank C.N. Bianchi (Genoa) for serpulid identification. This work has been done within the framework of the Project Ambiente Mediterraneo (Accordo di Programma CNR-MURST, L. 95/95).

**References**

BIANCHI C.N. (2001) – La biocostruzione negli ecosistemi marini e la biologia marina italiana. *Biol. Mar. Medit.,* **8** (1): 112-130.

CEBRIAN E., BALLESTREROS E., CANALS M. (2000) - Shallow rocky bottom benthic assemblages as calcium carbonate producers in the Alboran Sea (southwestern Mediterranean). *Oceanol. Acta*, **23** (3): 311-322.

COCITO S., FERDEGHINI F. (2001) - Carbonate Standing Stock and Carbonate Production of the Bryozoan *Pentapora fascialis* in the North-Western Mediterranean. *Facies,* **45**: 25-30.

COCITO S., SGORBINI S., PEIRANO A., VALLE M. (2003) – 3-D reconstruction of biological objects using underwater video technique and image processing. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* **297**: 57-70.

HENRICH R., FREIWALD A., BETZLER C., BADER B., SCHÄFER P., SAMTLEBEN C., BRACHERT T.C., WEHRMANN A., ZANKL H., KÜHLMANN D.H.H. (1995) - Controls on modern carbonate sedimentation on warm-temperate to arctic coasts, shelves and seamounts in the northern hemisphere: implications for fossil counterparts. *Facies*, **32**: 71-108.

SMITH A.M., STEWART B., KEY M.M., JAMET C.M. (2001) – Growth and carbonate production by *Adeonellopsis* (Bryozoa: Cheilostomata) in Doubtful Sound, New Zealand. *Paleogeogr. Paleoclimat. Paleoecol.,* **175**: 201-210.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 419-422

A. Cossu, D. Pala, F. Ragazzola

Dipartimento di Botanica ed Ecologia Vegetale, Università di Sassari, Via Muroni, 25 - 07100 Sassari, Italia.

# SINTESI DELLE CONOSCENZE SULLA DISTRIBUZIONE DEL GENERE *CAULERPA* IN SARDEGNA

## *SUMMARY OF THE KNOWLEDGES ON THE DISTRIBUTION OF THE GENUS* CAULERPA *IN SARDINIA*

***Abstract***

*The genus* Caulerpa *includes tropical and subtropical species; of them* C. racemosa *(Forsskål) J. Agardh,* Caulerpa taxifolia *(Vahl.) C. Agardh, and* Caulerpa prolifera *(Forsskål) J.V. Lamouroux are present in Sardinia.* C. racemosa *has been recorded for the first time in 1996 along the Gulf of Cagliari and more recently has been detected in Serpentara MPA and in the Gulf of Asinara. In October 2002 also* C. taxifolia *has been recorded from Golfo Aranci-N.E. Sardinia and from Tavolara MPA, where the local small colony has been manually eradicated.*

***Key–words****:* Caulerpa racemosa, Caulerpa taxifolia, *introduced species.*

## Introduzione

Il genere *Caulerpa* comprende specie tropicali e subtropicali che vivono su substrati mobili ricchi di sostanze organiche e si sviluppano più densamente nell'infralitorale. Lungo le coste della Sardegna sono state rinvenute *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh, *Caulerpa taxifolia* (Vhal) C. Agardh e *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V.Lamouroux, quest'ultima autoctona.

Probabilmente la penetrazione delle specie alloctone mediterranee sarebbe avvenuta per foresia antropica e quindi non dovrebbero essere considerate vere lessepsiane "*sensu*" Por (1990).

## Materiali e metodi

La mappatura è stata eseguita da subacquei provvisti di microfono e auricolare trainati da un'imbarcazione, che comunicavano i dati di presenza, profondità, stato e copertura dell'alga. Le verità a mare ottenute sono state impiegate per l'analisi spettrale di foto aeree in scala 1:10.000, discriminando fondali rocciosi, sabbiosi e a "matte" morta. I dati sono stati quindi trasferiti su GIS ArcView per il calcolo delle superfici interessate e delle rispettive proiezioni sulla costa (De Vaugelas *et al.*, 1999).

## Risultati

Il primo rinvenimento di *C. racemosa* in Sardegna risale al 1996 (Cossu e Gazale, 1996) in un sito localizzato nel Golfo di Cagliari, in una zona adiacente l'area industriale di Sarroch, su un fondale a "matte" morta con vaste zone di accumulo organico nelle vicinanze di un porto industriale dove attraccano numerose petroliere provenienti dal Golfo Persico via Suez. *C. racemosa* è infatti un interessante esempio di migrazione iniziata nel bacino orientale del Mediterraneo e che progressivamente si

è estesa a quello occidentale. La presenza di *C. racemosa* lungo le coste sarde dal 1996 al 2003 è drasticamente aumentata. Nuove aree di colonizzazione sono segnalate a Serpentara (circa 2,7 km di costa interessata), nel Golfo di Cagliari e nel Golfo dell'Asinara, interessando complessivamente 33,6 Km di costa.

Nell'inverno del 2002 è stata realizzata la mappa di *C. racemosa* nel golfo dell'Asinara, nel settore compreso fra Porto Torres e Punta Tramontana, entro la linea batimetrica dei 30 metri. La superficie interessata è di 776 ha, per l'84% su fondi a "matte" morta (Cossu *et al*., 2003b). La distribuzione dell'alga nel golfo dell'Asinara, che oggi interessa anche la costa prospiciente la cittadina di Castelsardo, corrisponde a un livello di colonizzazione caratteristico di aree ampie e fortemente invase. Desta apprensione la vicinanza (32 km in linea d'aria) con l'area marina protetta del Parco Nazionale dell'Asinara, dove tuttavia non è stata ancora trovata.

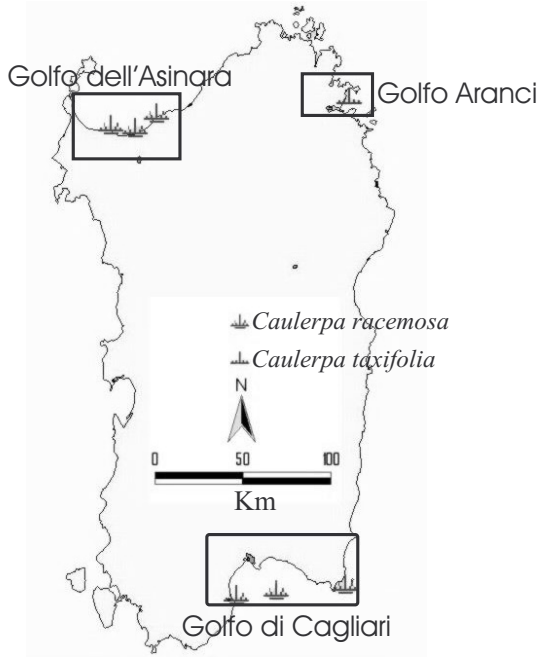



Fig. 1 - Localizzazione delle aree interessate dall'espansione di *C. racemosa* e *C. taxifolia* in Sardegna. *The total area affected by the expansion of* C. racemosa *and* C. taxifolia *in Sardinia.*

La *C. taxifolia*, comparsa nel Mediterraneo nel 1984 e successivamente propagatasi in estese aree di tutto il bacino, è stata recentemente rinvenuta in due località della Sardegna nord orientale. La prima, a Golfo Aranci (40°59,890 N 9°36,917 E) nel settembre del 2002 (Cossu *et al*., 2003a), dove sono state rinvenute alcune colonie su un fondale di 9 metri di profondità a "matte" morta estesamente ricoperto da una prateria a *C. prolifera.* La seconda a circa 3.7 km in direzione sud ovest dal punto di prima segnalazione, in località Sos Aranzos, dove è stata successivamente segnalata

la presenza di due estese colonie. La superficie totale interessata è di circa 2 $km^2$ su un fondale compreso fra 5 e 20 metri di profondità. Tale area è situata tra il Parco Nazionale di La Maddalena e la Riserva Marina di Tavolara-Capo Coda Cavallo che potrebbero quindi in futuro essere interessate dal fenomeno di colonizzazione.

*C. prolifera*, anch'essa ampiamente rappresentata lungo le coste sarde che mostrano ambienti con caratteristiche idonee, come fondi costituiti da sabbie fangose o a "matte" morta di *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile, è la più diffusa e più anticamente insediata nel Mediterraneo tanto da essere una naturale componente della flora marina. La vegetazione a *C. prolifera* può estendersi oltre i 100 metri di profondità nel Mediterraneo orientale (Giaccone, 1968) e può ricoprire vaste aree del piano infralitorale nel Mediterraneo occidentale (Meinesz, 1973).

I siti in cui è segnalata la presenza di *C. prolifera* sono: Tavolara, Cagliari, Porto Torres, Porto Camicia, Platamona, Sant'Elia, Canale San Pietro e Porto Pozzo (Cossu *et al*., 1992), ma la sua distribuzione è di gran lunga maggiore.

## Conclusioni

L'introduzione di specie aliene viene considerata come una delle maggiori cause di influenza antropica sulla biodiversità (Wallentinus, 2003). La presenza di una nuova specie, se resta in equilibrio con la comunità autoctona, contribuisce ad accrescere la biodiversità dell'ecosistema colonizzato; tuttavia nella maggior parte dei casi l'atteggiamento invasivo, come quello manifestato dalle Caulerpe alloctone, influenza negativamente la biodiversità, tanto da produrre delle contaminazioni biologiche (Williamson, 1989).

*C. taxifolia* e *C. racemosa* manifestano effetti negativi sia sulle altre alghe (Ceccherelli *et al*., 2002) e sulle fanerogame (de Villèle e Verlaque, 1995) che sulla microfauna sessile (Bellan-Santini *et al*., 1996) poiché competono per lo spazio, la luce e i nutrienti con le specie autoctone. I risultati sperimentali dimostrano che la minima diversità della comunità coincide con il massimo sviluppo dell'alga (Wallentinus, 2003).

La presenza delle due specie invasive in Sardegna, in prossimità dei Parchi Nazionali Isola dell'Asinara e Arcipelago di La Maddalena e delle due riserve marine di Tavolara-Punta Coda Cavallo e Serpentara ha preoccupato le autorità locali che hanno avviato dei programmi per ottimizzare le azioni volte alla limitazione di questo fenomeno e allo studio delle aree interessate e a maggior rischio di colonizzazione. L'espansione di *C. taxifolia* ha già interessato la riserva marina di Tavolara, dove si è proceduto all'eradicazione manuale di una piccola colonia.

Il Parco Nazionale di La Maddalena ha organizzato un controllo di tutti i fondali a maggior rischio di infestazione in collaborazione con i diving center che vi operano; anche il parco dell'Asinara ha in atto progetti similari preoccupato della presenza nell'omonimo golfo dell'imponente estensione di *C. racemosa*.

Il contenimento dell'espansione delle Caulerpe invasive non è più attuabile a livello regionale e azioni efficaci possono essere svolte solo su aree limitate come appunto parchi e riserve marine, dove oggi si è sufficientemente certi di escluderne la presenza. Tali azioni prevedono sia un continuo monitoraggio delle aree maggiormente a rischio sia una adeguata informazione rivolta a pescatori, diportisti e diving center e tutte le figure professionali e non che potrebbero propagare il fenomeno in queste zone.

**Bibliografia**

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. U.K.*, **76**: 235-237.

CECCHERELLI G., PIAZZI L., BALATA D. (2002) - Spread of introduced *Caulerpa* species in macroalgal habitats. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **280**: 1-11.

COSSU A., PALA D., RAGAZZOLA F. (2004) - First record of *Caulerpa taxifolia* in Sardinia: implication for coastal conservation and management of protected areas. In: Camarda I., Manfredo M.J., Mulas F., Feel T.L. (eds), *Global challenges of parks and protected areas management*. Proceedings of the 9th ISSRM. Carlo Delfino Ed., Sassari: 177-179.

COSSU A., GAZALE V., BAROLI M. (1992) - La Flora marina della Sardegna: inventario delle alghe bentoniche. *Gior. Bot. Ital.*, **126** (5): 651-707.

COSSU A., GAZALE V. (1996) - Sulla presenza di *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh in Sardegna. In: Cossu A., Meloni M.M. (eds), *S.O.S. Caulerpa? Introduzione di nuove specie nel Mediterraneo e compatibilità con quelle presenti.* Poseidon, Cagliari: 87-97.

COSSU A., PALA D., RUIU A., ZANELLO A. (2003b) - Distribuzione di *Caulerpa racemosa* nel Golfo dell'Asinara (Sardegna settentrionale). *Biol. Mar. Medit.*, **10** (2): 542-543.

DE VAUGELAS J., MEINESZ A., BALLESTEROS E., BELSHER T., CASSAR N., CECCHERELLI G., CINELLI F., COTTALORDA J.M., FRADA' ORESTANO C., GRAU A.M., JAKLIN A., MORUCCI C., RELINI M., SANDULLI R., SPAN A., TRIPALDI G., VAN KLAVEREN P., ZAVODNIK N., ZULJEVIC A. (1999) - Standardization proposal for the mapping of *Caulerpa taxifolia* in the Mediterranean sea. *Oceanologica Acta*, **22** (1): 85-94.

DE VILLELE X., VERLAQUE M. (1995) - Change and degradation in a *Posidonia oceanica* bed invaded by the introduced tropical alga *Caulerpa taxifolia* in the North Western Mediterranean. *Botanica Marina*, **38**: 79-87.

GIACCONE G. (1968) - Raccolte di fitobenthos nel Mediterraneo Orientale. *Gior. Bot. Ital.*, **102**: 217-228.

MEINESZ A. (1973) - *Les Caulerpes des côtes Française de la Méditerranée. Biologie et Ecologie*. These Doctoral de 3e Cycle: 95 pp. +18 pl.

POR F.D. (1990) - Lessepsian migration. An appraisal and new data. *Bull. Istit. Océanog. Monaco,* **7** (Special): 1-10.

WALLENTINUS I. (2003) - Introduced marine algae and vascular plants in European aquatic environments. In: Leppakoski E., Olenin S., Gollasch S. (eds), *Invasive Aquatic Species of Europe: Distribution, Impacts and Management.* Kluwer Academic Publisher, Dordrecht. (in press).

WILLIAMSON M. (1989) - Mathematical models of invasion. In: Drake J.A., Mooney H.A., Di Castri F., Groves R.H., Kruger Rejmanek F.J., Williamson M. (eds), *Biological invasions: a Global Perspective,* John Wiley & Sons, Chichester: 329-350.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 423-425

V. David, R. Sirna, A. Ligas*

Acquario Comunale di Grosseto, Via Porciatti, 12 - 58100 Grosseto, Italia.
*C.I.B.M., Livorno, Italia.
ligas@cibm.it

# NOTE SUL RITROVAMENTO DI *RISSOA MULTICINCTA* SMRIGLIO E MARIOTTINI, 1995 (GASTROPODA: RISSOIDAE) IN SEDIMENTI MARINI DELL'ISOLA DI GIANNUTRI

# *NOTES ON THE DISCOVERY OF* RISSOA MULTICINCTA *SMRIGLIO AND MARIOTTINI, 1995 (GASTROPODA: RISSOIDAE) IN MARINE SEDIMENTS FROM GIANNUTRI ISLE*

***Abstract***

*During the analysis of sediment samples from Giannutri Isle shoals, many shells and fragments belonging to the species* Rissoa multicincta *Smriglio and Mariottini, 1995 (Gastropoda: Rissoidae) were found. This species has been recently identified and it is known only for the Giannutri Isle. The greatest number of specimens was found in the Spalmatoi Gulf, in the southern side of the isle, on a shoal characterized by the presence of algal beds and marine phanerogame meadows.*

***Key-words:*** *marine molluscs, sediments, scuba diving, Tyrrhenian Sea.*

## Introduzione

L'isola di Giannutri (GR), la più meridionale dell'Arcipelago Toscano, rappresenta un interessante sito dal punto di vista malacologico: in particolare, sono degne di attenzione le segnalazioni nei fondali dell'isola di alcune interessanti specie, tra le quali il Bivalve *Pinna rudis* (Oliverio, 1996) e il Gasteropode *Rissoa multicincta* (Smriglio e Mariottini, 1995).

Nell'estate del 1999, i volontari del Club Subacqueo Grossetano, associazione che gestisce l'Acquario Comunale di Grosseto, hanno condotto una campagna di prelievi, autorizzata dall'Ente Parco dell'Arcipelago Toscano e rivolta allo studio delle specie malacologiche presenti nei sedimenti, sui fondali dell'isola di Giannutri.

## Materiali e metodi

Il campionamento è stato effettuato in due siti all'interno del golfo degli Spalmatoi, sul versante sud-orientale dell'isola. Il primo (Staz 1), situato sul lato sud-occidentale del golfo, presentava un fondale sabbioso ed era caratterizzato dalla presenza di *Caulerpa prolifera* (Forsskal) Ag., *Cymodocea nodosa* (Ucria) e, più in profondità, di *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Come secondo sito di campionamento (Staz 2) è stato scelto un fondale prevalentemente roccioso, con tasche di detrito, caratterizzato da popolamenti algali-sciafili, pre-coralligeni e coralligeni, situato all'estremità nord-orientale del golfo.

In entrambi i siti, sono stati scelti sei punti di campionamento, rispettivamente a 10, 15, 25, 30, 40 e 50 m di profondità. Un campione del volume di 1 litro di sedimento veniva raccolto manualmente, utilizzando sacchi di juta. Il materiale raccolto è stato trasferito in contenitori di plastica e, successivamente, analizzato in laboratorio.

## Risultati

Nel corso dell'analisi dei campioni, tra le interessanti specie malacologiche rinvenute, sono state identificate numerose conchiglie appartenenti al gasteropode *Rissoa multicincta* Smriglio e Mariottini, 1995.

Fig. 1 - Visione dorsale di un esemplare di *Rissoa multicincta* Smriglio e Mariottini, 1995; è visibile la fascia spirale, costituita da 3 strie, sull'ultimo giro della conchiglia; misure reali: 4,7 mm di altezza.

*Dorsal view of a specimen of* Rissoa multicincta *Smriglio and Mariottini, 1995; it may be seen the spiral band, constituted by 3 strips, on the last twist of the shell; actual measures: 4.7 mm of height.*

Il riconoscimento si è basato sulla individuazione delle seguenti caratteristiche che distinguono questa specie: conchiglia piccola, di forma ovato-conica; fascia spirale, costituita da tre strie, posizionata al centro dell'ultimo giro della conchiglia (Fig. 1); colorazione bianco-lattea, con bordatura lilla-violacea sul labbro esterno e all'interno della cavità boccale (Smriglio e Mariottini, 1995), come mostrato in Fig. 2.

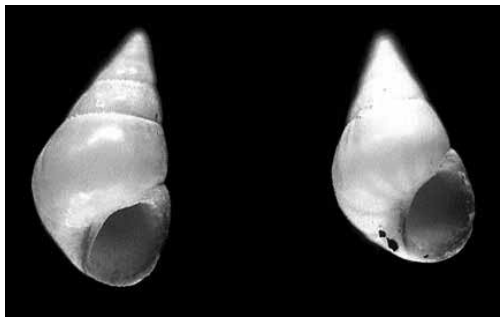


Fig. 2 - Esemplari di *R. multicincta* Smriglio e Mariottini, 1995; misure reali: 3,8 (sinistra) e 3,3 (destra) mm di altezza.

*Specimens of* R. multicincta *Smriglio and Mariottini, 1995; actual measures: 3.8 (left) and 3.3 (right) mm of height.*

Il numero di esemplari di *R. multicincta* rinvenuti è riportato in Tab. 1; i ritrovamenti sono risultati più abbondanti nei primi tre campioni prelevati su fondale sab-

bioso. La taglia media delle conchiglie è risultata di 3,5 (±0,9) mm di altezza; è stato osservato un intervallo di taglie tra 1,6 e 5,1 mm.

Tab. 1 - Numero di esemplari di *Rissoa multicincta* rinvenuti su fondale sabbioso (Staz. 1) e roccioso (Staz. 2), alle diverse profondità.

*Number of specimens of* Rissoa multicincta *collected on sandy (Staz. 1) and rocky (Staz. 2) bottom at the different bathymetries.*

| Prof. (m) | Staz 1 | Staz 2 |
|---|---|---|
| **10** | 70 | 3 |
| **15** | 135 | 4 |
| **25** | 96 | 1 |
| **30** | 1 | 3 |
| **40** | 3 | 2 |
| **50** | 3 | 3 |

## Conclusioni

*Rissoa multicincta* Smriglio e Mariottini, 1995 è una specie finora nota solo per l'isola di Giannutri e della quale non sono mai stati osservati esemplari vivi. L'unica segnalazione, che coincide con l'identificazione della specie, è risultata dall'analisi dei sedimenti detritico-organogeni, raccolti a circa 40 m di profondità; nessun esemplare è stato trovato a profondità minori (Smriglio e Mariottini, 1995). Pertanto, il ritrovamento di numerosi esemplari a profondità tra i 10 e i 25 m può rappresentare un elemento di valore non trascurabile, che contribuisce ad ampliare le attualmente scarse conoscenze su questa specie. Tuttavia, non essendo stati rinvenuti individui vivi di *R. multicincta*, non è possibile stabilire con certezza l'habitat di questo Gasteropode. In base ai presenti risultati, si può ipotizzare che questo Gasteropode frequenti le comunità algali e le praterie di fanerogame marine; del resto, molte specie appartenenti al genere *Rissoa* Fréminville in Desmarest, 1814 rappresentano una componente importante della malacofauna associata alle praterie di fanerogame (Bonfitto *et al.*, 1998; Martini *et al.*, 2001; Solustri *et al.*, 2002) e alle biocenosi algali, nutrendosi di diatomee e film micro-algali (Ponder, 1984).

### Bibliografia

BONFITTO A., FELLEGARA I., GILLONE G. (1998) – Sampling techniques and structure of the malacofauna associated to the rhizome zone in *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Bollettino Malacologico*, **33** (5-8): 83-88.

MARTINI N., GILLONE G., LOMBARDI C., SABELLI B. (2001) – Mollusc community of a *Posidonia oceanica* (L.) Delile bed: annual variability. *Bollettino Malacologico*, **36** (9-12): 191-194.

OLIVERIO M. (1996) – Records of *Pinna rudis* (Linnaeus, 1758) from the Tuscan Archipelago. *Bollettino Malacologico*, **32** (5-8): 151-152.

PONDER W.F. (1984) – A review of the Genera of the Rissoidae (Mollusca: Mesogastropoda: Rissoacea). *Records of the Australian Museum*, **4** (Suppl.): 1-221.

SMRIGLIO C., MARIOTTINI P. (1995) – Descrizione di una nuova specie di Rissoidae Gray, 1847 per il mar Mediterraneo: *Rissoa multicincta* n. sp. *Bollettino Malacologico*, **30** (9-12): 297-303.

SOLUSTRI C., MORELLO E., SABELLI B. (2002) – Primi dati sulla malacofauna associata ad una prateria di *Posidonia oceanica* (L.) Delile in Adriatico orientale (Croazia). *Biol. Mar. Medit.*, **9** (1): 231-235.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 426-429

F. De Domenico, C. Giordano, G. La Monaca, F. Logorelli, P. Rinelli*, N. Spanò

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina,
Salita Sperone, 31 - 98166 Messina, Italia.
spano@unime.it
*Istituto Talassografico, Sezione di Messina dell'IAMC – CNR, Messina, Italia.

# ALCUNE OSSERVAZIONI SU CROSTACEI DECAPODI ED ECHINODERMI DEI FONDI MOBILI DELLE COSTE IONICHE CALABRESI

## *SOME OBSERVATIONS ON SOFT BOTTOM CRUSTACEAN DECAPODS AND ECHINODERMS IN THE IONIAN CALABRIAN COASTS*

***Abstract***

*A survey carried out in the Straits of Messina and along the ionian coast of Calabria provided a check-list of Echinodermata and Crustacea decapoda living in the soft bottoms, between 5 and 50 m of depth. The data reported were analysed with multivariate analysis. The results show differences in the specific composition between the ionian stations and the Straits of Messina stations.*

***Key-words:*** *crustacea decapoda, echinodermata, calabrian coasts, Ionian sea, Straits of Messina.*

## Introduzione

In questa sede vengono riportati i dati relativi alla distribuzione spaziale di crostacei decapodi ed echinodermi, raccolti nel corso di un vasto e articolato programma, finanziato dalla Regione Calabria, nell'ambito del quale sono stati effettuati campionamenti di macrozoobenthos, lungo l'intera costa della Calabria. In particolare i risultati qui riferiti riguardano i popolamenti delle coste ioniche calabresi e dello Stretto di Messina. Lo studio contestuale dei due *taxa* (crostacei decapodi ed echinodermi), si è già rivelato valido, sia dal punto di vista bionomico sia dal punto di vista biogeografico per la caratterizzazione di particolari biotopi (Giacobbe *et al*., 1996). D'altra parte, le conoscenze sulla composizione faunistica dei popolamenti bentonici dell'area presa in esame sono ancora del tutto inadeguate (AA.VV., 1995).

Lo studio intrapreso sulle comunità a crostacei decapodi ed echinodermi, è da considerarsi come un tentativo di approfondire le conoscenze relative all'area in esame.

## Materiali e metodi

I dati presentati in questa sede, riguardano campionamenti effettuati negli anni 1993-1994 nel corso di una campagna oceanografica condotta a bordo della N/O Coopernaut Franca. L'indagine è parte di un articolato programma della Regione Calabria. In particolare vengono riportati i dati relativi a 234 stazioni con profondità comprese fra 5 e 50 metri, ubicate lungo profili perpendicolari alla costa ionica calabrese e allo Stretto di Messina (Fig. 1).

Per i prelievi in mare è stata utilizzata una benna Van Veen con capacità di prelievo pari a 70 $dm^3$ di volume ed a 0,25 $m^2$ di superficie. In tutte le stazioni sono state effettuate un massimo di quattro repliche, pari a 1$m^2$ di superficie

Gli organismi, estratti dal substrato, previo lavaggio su vagli da 1 mm di luce netta, sono stati conservati in alcool 70%, e successivamente classificati a livello specifico (Tortonese, 1965; Zariquiey Alvarez, 1968; D'Udekem D'Acoz, 1999).

Per ogni stazione campionata sono state inoltre determinate le caratteristiche granulometriche del fondo, utilizzando metodologie di uso comune (Holme e Mc Intyre, 1971).

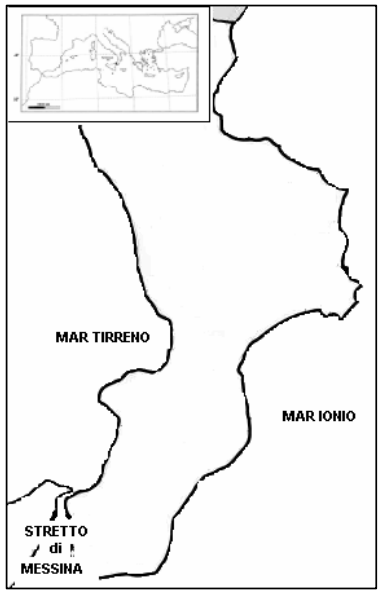



Fig. 1 - Area di campionamento.
*Sampling area.*

## Risultati e conclusioni

La tessitura dei sedimenti, nelle due aree prese in esame, in generale, non sembra essere correlata con la profondità, e mostra una predominanza di fondi sabbiosi, ghiaie e ciottoli per l'area dello Stretto di Messina, a differenza dello Ionio in cui insieme alle sabbie fini compare una minima componente pelitica.

I risultati ottenuti hanno evidenziato la presenza di 61 specie di crostacei decapodi e 30 di echinodermi, rispettivamente rappresentati da 418 e 494 individui. L'elenco specie, con le relative abbondanze è riportato in tabella 1. Da una preliminare valutazione dei risultati, nelle due aree esaminate si sono evidenziate numerose differenze nella composizione specifica e nella frequenza delle segnalazioni. A questo riguardo le caratteristiche tessiturali dei sedimenti sembrano indicare che le differenze nella composizione specifica derivino dal diverso regime idrodinamico e deposizionale delle due aree prese in esame (AAVV, 1995; Colantoni, 1995).

A fronte di un totale di 61 specie di decapodi, 17 sono risultate comuni alle due aree, 8 sono esclusive dello Stretto mentre 36 sono state riscontrate solo nelle stazioni ioniche. Inoltre le differenze riguardano anche il numero degli individui, che sono risultati molto più numerosi nell'area ionica piuttosto che in quella dello Stretto di Messina, anche in considerazione del differente numero di stazioni campionate nelle due aree.

Tab. 1 - Elenco delle specie campionate e i relativi valori di abbondanza.
*List of species found and abundance values.*

| Echinodermi | Mar Ionio | Stretto di Messina | Crostacei | Mar Ionio | Stretto di Messina | Crostacei | Mar Ionio | Stretto di Messina |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Acrocnida brachiata | 30 | 6 | Achaeus cranchii | 1 | 0 | Liocarcinus zariquieyi | 3 | 0 |
| Amphipolis squamata | 7 | 7 | Aegeon cataphracta | 1 | 0 | Macropodia rostrata | 2 | 0 |
| Amphiura chiajei | 54 | 1 | Aegeon lacazei | 1 | 0 | Maja crispata | 0 | 2 |
| Amphiura filiformis | 31 | 2 | Alpheus dentipes | 0 | 1 | Modica caroli | 3 | 0 |
| Antedon mediterranea | 1 | 71 | Alpheus glaber | 65 | 1 | Paguristes oculatus | 1 | 0 |
| Astropecten irregularis pentacanthus | 8 | 0 | Anapagurus laevis | 2 | 0 | Pagurus alatus | 3 | 0 |
| Astropecten platyacanthus | 3 | 1 | Atelecyclus rotundatus | 1 | 0 | Pagurus anachoretus | 3 | 0 |
| Echinocardium cordatum | 5 | 1 | Calappa granulata | 1 | 0 | Pagurus cuanensis | 5 | 2 |
| Echinocardium mediterraneum | 18 | 0 | Calcinus tubularis | 28 | 0 | Pagurus exavatus | 0 | 2 |
| Echinocardium mortenseni | 0 | 1 | Callianassa subterranea | 3 | 0 | Pagurus prideaux | 7 | 1 |
| Echinocyamus pusillus | 0 | 2 | Callianassa truncata | 4 | 0 | Pagurus sculptimanus | 1 | 0 |
| Genocidaris maculata | 0 | 1 | Dardanus arrosor | 1 | 0 | Palicus caronii | 1 | 0 |
| Holoturia tubulosa | 1 | 0 | Diogenes pugilator | 19 | 2 | Parthenope massena | 3 | 2 |
| Labidoplax digitata | 48 | 0 | Ebalia cranchii | 3 | 0 | Pasiphaea sivado | 2 | 0 |
| Leptosynapta imhaerens | 6 | 0 | Ebalia deshayesi | 4 | 0 | Pilumnus inermis | 4 | 2 |
| Luidia ciliaris | 0 | 1 | Ebalia edwardsi | 4 | 1 | Pisa nodipes | 0 | 1 |
| Ophioderma longicaudum | 2 | 0 | Ebalia granulosa | 2 | 0 | Pisidia bluteli | 0 | 1 |
| Ophiopsila annulosa | 3 | 0 | Ebalia tuberosa | 5 | 0 | Processa acutirostris | 27 | 1 |
| Ophiopsila aranea | 0 | 1 | Eurynome aspera | 1 | 1 | Processa canaliculata | 2 | 0 |
| Ophiotrix fragilis | 1 | 0 | Goneplax rhomboides | 105 | 1 | Processa macrodactyla | 1 | 1 |
| Ophiura albida | 141 | 15 | Heterocrypta maltzani | 1 | 0 | Processa macrophtalma | 0 | 1 |
| Ophiura texturata | 6 | 2 | Homola barbata | 1 | 0 | Processa robusta | 1 | 0 |
| Paracentrotus lividus | 0 | 1 | Ilia nucleus | 1 | 1 | Scyllarus arctus | 1 | 0 |
| Phyllophorus urna | 1 | 0 | Inachus communissimus | 1 | 0 | Scyllarus pygmaeus | 3 | 0 |
| Schizaster canaliferus | 4 | 0 | Jaxea nocturna | 1 | 0 | Sirpus zariquiey | 0 | 2 |
| Spatangus purpureus | 0 | 3 | Liocarcinus arcuatus | 0 | 1 | Solenocera membranacea | 7 | 2 |
| Sphaerechinus granularis | 0 | 1 | Liocarcinus bolivari | 2 | 0 | Synalpheus gambarelloides | 2 | 1 |
| Thyone fusus | 1 | 0 | Liocarcinus corrugatus | 3 | 0 | Upogebia deltaura | 1 | 0 |
| Trachythyone elongata | 4 | 0 | Liocarcinus depurator | 3 | 1 | Upogebia pusilla | 14 | 0 |
| Trachythyone tergestina | 2 | 0 | Liocarcinus maculatus | 4 | 3 | Upogebia tipica | 7 | 0 |
| | | | | | | Xantho pilipes | 7 | 5 |

Per quanto riguarda la composizione specifica del taxon crostacei decapodi, si può notare la presenza di specie reofile e caratteristiche di fondi grossolani per l'area dello Stretto, quali *Achaeus cranchii*, *Heterocrypta maltzani*, *Parthenope massena* in contrapposizione a specie caratteristiche di fondi fangosi, come *Goneplax rhomboides* e *Alpheus glaber* più volte riscontrati nell'area dello Ionio. Infine è ancora da sottolineare la presenza di *Pilumnus inermis* segnalato più volte per il versante siciliano dello Stretto e per il Tirreno meridionale (Giacobbe e Spanò, 2001), ma ancora mai riscontrato nello Ionio meridionale.

Inoltre, per quel che concerne il popolamento a echinodermi, le specie sono così suddivise: 9 sono comuni alle due aree, 8 sono esclusive dello Stretto mentre 13 si riscontrano solo nello Ionio. Le osservazioni esposte per i decapodi, valgono anche per gli echinodermi. Infatti le differenze fra le due aree studiate sono evidenti nella composizione specifica. In particolare lo Stretto di Messina è caratterizzato dalla presenza di specie prettamente "reofile" come *Spatangus purpureus*, al contrario del Mar Ionio in cui sono frequenti specie caratteristiche di substrati fangosi come le piccole oloturie *Trachythyone tergestina*, *Leptosynapta inherens* e *Labidoplax digitata*. Infine è interessante segnalare la cospicua presenza di *Antedon mediterranea*. Tale crinoide è ampiamente diffuso lungo le coste calabre dello Stretto anche in "facies" che, spesso sono costituite da esemplari con caratteri morfologici differenti che riconducono in alcuni casi alla specie atlantica *Antedon bifida*.

**Bibliografia**

AA. VV. (1991-1995) – Programma di interventi per la valutazione delle condizioni ambientali delle acque marine calabresi. Indagine sul Benthos. Regione Calabria.

COLANTONI P. (1995) – Seafloor morfology and sediment dynamics in the Strait of Messina. In: Guglielmo L., Manganaro A., De Domenico E. (eds), *The Straits of Messina Ecosystem*: 83-94.

D'UDEKEM D'ACOZ C. (1999) – Inventaire et distribution des crustaces decapodes de l'Atlantique nord-oriental, de la Mediterranee et des eaux continentales adjacentes au nord de 25°N. *Patrimoines naturels* (M.N.H.N./S.P.N.), **40**: 383 pp.

GIACOBBE S., RINELLI P., SPANO' N. (1996) – Echinodermi e crostacei decapodi dei fondi mobili litorali del versante calabro dello Stretto di Messina. *Biol. Mar. Medit.,* **3** (1): 72-77.

GIACOBBE S., SPANO' N. (2001) – *Pilumnus inermis* (Decapoda, Brachyura) in the Straits of Messina and Southern Tyrrhenian Sea (Mediterranean Sea): distribution and some aspect of its ecology. *Crustaceana*, **74** (7): 659-672.

HOLME N.A., MCINTYRE A.D. (1971) – *Methods of study of marine benthos*. Oxford and Edimburg: 334 pp.

TORTONESE E. (1965) – *Echinodermata*. Fauna d'Italia, Calderini ed.: 419 pp.

ZARIQUIEY ALVAREZ R. (1968) – Crustaceos decapodos ibericos. *Inv. Pesq*., **32**.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 430-435

M.C. Gambi, B. Trani, M.C. Buia

Laboratorio di Ecologia del Benthos, Stazione Zoologica "Anton Dohrn",
P.ta S. Pietro - 80077 Ischia, Napoli, Italia.

# DISTRIBUZIONE E SIGNIFICATO ECOLOGICO DEGLI ORGANISMI PERFORATORI DELLE SCAGLIE DI *POSIDONIA OCEANICA*: ANALISI A SCALA REGIONALE LUNGO LE COSTE DELLA SARDEGNA

## *DISTRIBUTION AND ECOLOGICAL SIGNIFICANCE OF BORER ORGANISMS OF* POSIDONIA OCEANICA *SCALES: ANALYSIS AT REGIONAL SCALE ALONG THE COAST OFF SARDINIA*

***Abstract***

*Composition and distribution of borer organisms (polychaetes and isopods) of* Posidonia oceanica *scales were studied during summer 2001 in 89 stations off the Sardinia coast: 34 located in shallow stands (5-12 m), 50 in deep stands (22-26 m) and 5 at the lower limit below 35 m depth. Four species of polychaete Eunicidae (*Lysidice ninetta*,* L. collaris*,* Nematonereis unicornis *and* Marphysa fallax*) and a single species of isopod Limnoriidae (*Limnoria mazzellae*) were identified. Isopods were significantly more frequent in shallower stands (ANOVA, p<0.01), while among polychaetes* L. collaris *(ANOVA, p<0.01) and* M. fallax *(ANOVA, p<0.05) showed higher occurrences in deep stands.*

***Key-words****:* Posidonia oceanica*, borers, Polychaeta, Isopoda, Sardinia.*

## Introduzione

La catena del detrito nel sistema a *Posidonia oceanica* è la maggiore via di flusso di energia e materia dalla pianta ai livelli trofici superiori, ed è stata studiata soprattutto per i grandi invertebrati (echinodermi, crostacei decapodi), mentre molto più scarsi sono i dati relativi ai piccoli detritivori, quali crostacei peracaridi e policheti (Mazzella *et al*., 1992). Gli organismi perforatori ("borers") in *P. oceanica*, rappresentati da policheti ed isopodi, sono stati identificati come una categoria peculiare di detritivori che vivono all'interno dei resti delle basi delle foglie che permangono sul rizoma, definite come "scaglie", e ne consumano e frammentano i tessuti (Guidetti *et al*., 1997; Gambi *et al*., 2000, 2003a).

La distribuzione di questi organismi è stata studiata sia in rapporto alla profondità (Gambi, 2000, 2002) che alla stagione (Gambi e Cafiero, 2001; Gambi *et al*., 2003b), ma solo a scala locale, su un numero limitato di praterie.

Nell'ambito del programma finanziato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio "Mappatura e stato ambientale delle praterie di *Posidonia oceanica* lungo le coste della Sardegna e delle isole minori", lo studio degli organismi perforatori ha avuto le seguenti finalità: a) studio della composizione tassonomica dei borers e loro distribuzione a scala regionale; b) studio della loro distribuzione ed abbondanza, in rapporto alla profondità, e ad alcune variabili strutturali e caratteristiche ambientali delle praterie (estensione, densità, copertura, tipo di substrato, collocazione geografica, potenziale disturbo antropico), in funzione di un utilizzo di questi organismi quali possibili indicatori ecologici dello stato delle praterie stesse.

## Materiali e metodi

Sono state considerate 89 stazioni in praterie di *P. oceanica* distribuite lungo l'intero perimetro della Sardegna, che si sviluppa per circa 1800 km di costa: 34 situate in porzioni superficiali (5-12 m di profondità); 50 in porzioni profonde (22-26 m) spesso lungo transetti negli stessi siti delle stazioni superficiali; e 5 situate lungo il limite inferiore a profondità superiori a 35 m (36-38 m) (Fig. 1) (Trani, 2002). I prelievi sono stati effettuati nell'estate del 2001. Per ogni stazione è stata stimata la densità dei fasci al metro quadro tramite 10 conte su quadrati 40 × 40 cm. Per l'analisi dei borers sono stati considerati da 45 a 90 fasci a stazione (media 75 fasci), per la maggior parte dei quali è stata effettuata anche l'analisi lepidocronologica. Per ogni fascio è stata annotata la presenza di borers (specie, numero di individui), o di tracce della loro colonizzazione pregressa. Per ogni specie in ogni stazione è

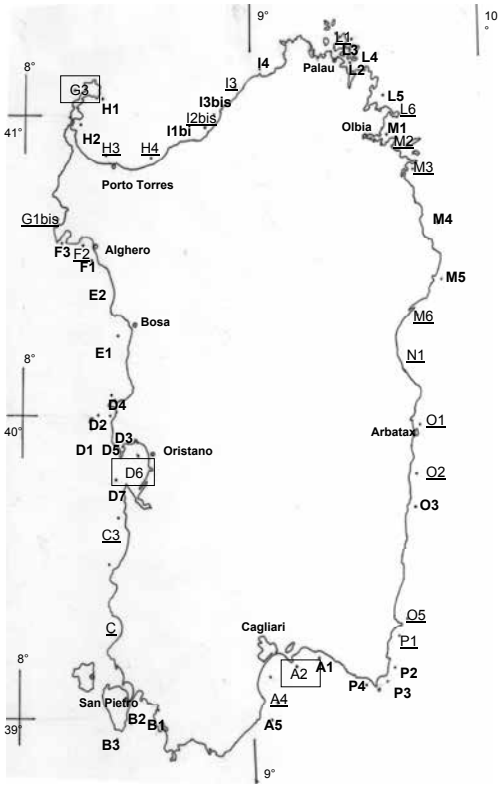



Fig. 1 - Mappa della Sardegna con indicati i siti di studio, le sigle in grassetto indicano praterie di *Posidona oceanica* in cui sono state campionate sia stazioni superficiali che profonde lungo transetti di profondità; le sigle sottolineate indicano siti in cui sono state campionate solo stazioni su praterie profonde o al limite inferiore (>35 m); le sigle inserite in un box indicano siti in cui sono state campionate solo stazioni su praterie superficiali.

*Map of the coast off Sardinia with location of the studied sites; headings in bold represent sites where both shallow and deep* Posidonia oceanica *beds were sampled along depth transects; headings underlined represent sites where only deep and lower limit stands were sampled; headings within boxes represent sites where only shallow stands were sampled.*

stata considerata la sua dominanza (%) relativa. Per ogni stazione sono stati calcolati: "Indice dei borers" (IB): percentuale di rizomi in cui sono presenti organismi perforatori (calcolato anche per isopodi e/o policheti e singole specie); "Indice delle tracce" (IT): percentuale di rizomi in cui sono presenti tracce di colonizzazione pregressa dei perforatori (calcolato solo per i due gruppi); "Indice di Colonizzazione" (IC) = IB + IT (Gambi, 2000). Le differenze tra i valori di IB dei diversi gruppi e specie di perforatori, in rapporto alla profondità (stazioni superficiali *vs* profonde limite inferiore), sono state valutate con l'analisi one-way ANOVA, previa verifica della omogeneità della varianza con il Cochran-C test.

## Risultati e conclusioni

In totale sono stati analizzati 6.643 fasci ortotropi di *P. oceanica*. Nel complesso sono stati raccolti 2.121 individui di perforatori appartenenti a 4 specie di policheti Eunicidae: *Lysidice collaris* Grube (954 individui), *Lysidice ninetta* Audouin e Milne Edwards (493), *Nematonereis unicornis* Grube (275), *Marphysa fallax* Marion e Bobretzky (88), ed una sola specie di isopodi Limnoriidae, *Limnoria mazzellae* Cookson e Lorenti (207).

I policheti sono stati rinvenuti in tutte le 89 stazioni campionate, mentre gli isopodi sono limitati a 32 stazioni, soprattutto superficiali. Anche se presenti spesso nelle stesse stazioni, isopodi e policheti sono stati rinvenuti raramente nello stesso rizoma (27 fasci dei 6.643 analizzati). Nei rizomi, inoltre, i due gruppi di borers selezionano scaglie di età diversa; nelle scaglie più recenti (1-2 anni lepidocronologici) si rinvengono soprattutto gli isopodi, mentre in quelle più vecchie (>2 anni) sono presenti solo i policheti.

L'indice IB mostra un valore medio a stazione del 27%, mentre in sole 14 stazioni viene superato di poco il 40%. La media di IB per i policheti non mostra differenze con la profondità (ANOVA, Tab. 1). Al contrario, la media IB degli isopodi e la dominanza relativa di *L. mazzellae* mostrano valori maggiori nelle stazioni superficiali (Tab. 1). Le specie *L. collaris* e *M. fallax* mostrano frequenze e dominanze relative più elevate nel gruppo delle stazioni profonde, mentre *L. ninetta* e *N. unicornis* non presentano differenze in rapporto alla profondità (Tab. 1). Non sono stati rilevati invece andamenti particolari di nessuno degli indici IB in relazione alla collocazione geografica (es., versanti occidentale o orientale, settentrionale o meridionale), o in rapporto al tipo di substrato ed alla copertura.

Considerando un insieme più limitato di stazioni, selezionate in aree "potenzialmente" soggette a disturbo antropico di vario tipo (vicinanza a porti, foci fluviali, zone industriali, ecc.) (7 stazioni superficiali e 5 profonde), ed alcune lontane invece da tali possibili fonti di disturbo (es., vicinanza ad aree marine protette) (5 stazioni superficiali e 5 profonde) emergono le seguenti osservazioni: la densità media dei fasci dei siti sia superficiali che profondi è significativamente più elevata nelle praterie prive di disturbo rispetto a quelle potenzialmente soggette a disturbo (ANOVA, $F = 35{,}34$, $p < 0{,}01$) (Fig. 2). Solo nelle stazioni superficiali l'andamento dell'indice IB per i policheti e quello complessivo (IB totale) mostrano valori significativamente più elevati nelle praterie soggette a disturbo, rispetto a quelle non soggette a disturbo ($F = 13{,}48$, $p < 0{,}01$; $F = 5.53$, $p < 0{,}05$, rispettivamente). Gli isopodi invece non presentano differenze tra i due tipi di praterie. E' probabile che i valori più elevati di IB rilevati per i policheti nei siti superficiali soggetti a potenziale disturbo siano dovuti alla notevole riduzione della densità dei fasci, piuttosto che al possibile impatto antro-

pico sul sistema. Non si può escludere, tuttavia, anche un effetto dovuto alla sedimentazione che potrebbe favorire, nei siti impattati, la maggiore frequenza dei policheti.

Lungo alcuni transetti si osservano cambiamenti di dominanza tra specie in rapporto alla profondità, soprattutto tra *L. collaris* più frequente nelle stazioni più profonde dei transetti e *L. ninetta* più abbondante in quelle superficiali. Questi andamenti fanno ipotizzare fenomeni di segregazione tra taxa probabilmente per diminuire la competizione per interferenza.

Il set di dati analizzato, al momento il più cospicuo disponibile per questi organismi, è stato confrontato con i dati di altre aree del Mediterraneo. Si rileva come i valori IB relativi ai policheti nel complesso delle praterie lungo le coste della Sardegna, sono più bassi rispetto a quelli di alcune praterie dell'isola d'Ischia (Gambi, 2000, 2002; Cigliano, 2001; Gambi e Cafiero, 2001), mentre sono comparabili a quelli riscontrati in altri siti della Sardegna precedentemente studiati (Guidetti *et al*., 1997; Guidetti, 2000). Gli isopodi sono stati invece rinvenuti con maggiore frequenza nei nostri campioni rispetto ad altre aree (Gambi *et al*., 2003b), forse per la più ampia scala considerata e la maggiore intensità di campionamento condotta nella stagione estiva, più favorevole al ritrovamento di questi animali che si riproducono in estate.

Tab. 1 - One-way ANOVA (valori F e significatività); differenze tra i valori di IB, le dominanze relative delle diverse specie di perforatori e la densità dei fasci, nelle stazioni site a diversa profondità (S = stazioni superficiali; P = stazioni profonde; Li = stazioni al limite inferiore).

*One-way ANOVA (F-values and their significance level); differences of IB values, relative dominance of different borer species, and shoot density, according to stations located at different depths (S = shallow stations; P = deep stations; Li = lower limit stations).*

| | Stazioni Superficiali *vs* Profonde - Limite inferiore | |
|---|---|---|
| Densità dei fasci | 36,18** | S> P-Li |
| IB policheti | n.s. | |
| IB isopodi | 7,71** | S> P-Li |
| IB totale | n.s. | |
| IB *L. collaris* | 5,07** | S< P-Li |
| % *L. collaris* | 6,17** | S< P-Li |
| IB *L. ninetta* | n.s. | |
| % *L. ninetta* | n.s. | |
| IB *N. unicornis* | n.s. | |
| % *N. unicornis* | n.s. | |
| IB *M. fallax* | 3,28* | S< P-Li |
| % *M. fallax* | 4,05* | S< P-Li |
| IB *L. mazzellae* | 8,83** | S> P-Li |
| % *L. mazzellae* | 12,90** | S> P-Li |

*= p< 0,05
**= p< 0,01
n.s.= non significativo

I risultati mettono in evidenza come i borers rappresentino un elemento faunistico rilevabile nei sistemi a *P. oceanica* in una vasta gamma di situazioni batimetriche ed ambientali. La variabilità degli indici IB rilevata nel complesso dei dati, tuttavia, non permette ancora di determinare quali fattori ecologici, legati alla struttura della prateria ed alla profondità, ne influenzino la frequenza locale.

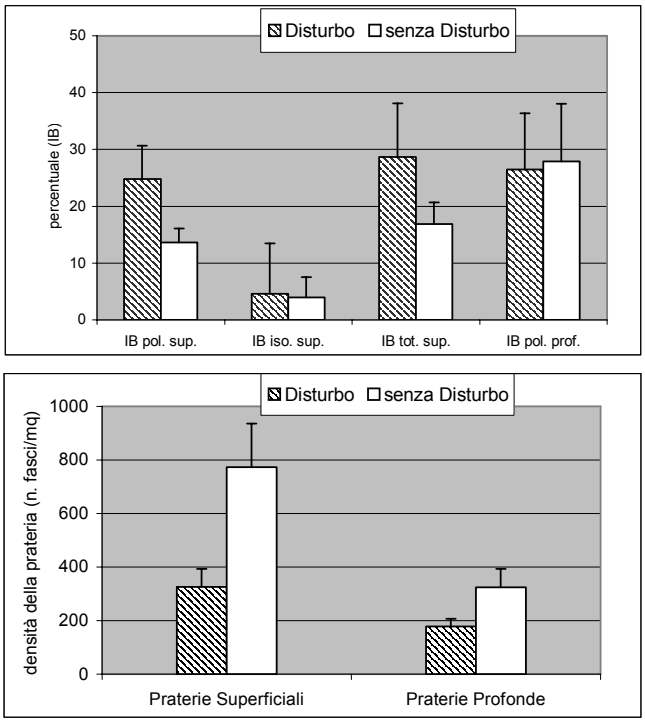



Fig. 2 - a) Andamento della media dell'indice IB dei vari gruppi di borers in rapporto a praterie di *P. oceanica* sottoposte o meno a "potenziali" fattori di disturbo. b) Andamento della densità media dei fasci in praterie di *P. oceanica* sottoposte o meno a "potenziali" fattori di disturbo (le barre rappresentano le deviazioni standard).

*a) Trend of mean IB index of various borers groups according to* P. oceanica *beds "potentially" impacted and unimpacted. b) Trend of mean shoot density of* P. oceanica *beds "potentially" impacted and unimpacted (bars rapresent standard deviations).*

La distribuzione più localizzata degli isopodi, sia in rapporto alla profondità sia a scala regionale, è probabilmente legata alla limitata capacità di dispersione di queste forme, a sviluppo diretto, rispetto ai policheti perforatori, in cui è invece presente una fase larvale pelagica. Gli isopodi potrebbero essere favoriti nella colonizzazione dei siti più superficiali dal fatto che l'*habitus* incubante garantisce una maggiore stabilità della popolazione in condizioni di più elevato idrodinamismo.

Questo suggerisce come anche complessi fattori biotici legati al ciclo vitale ed alle possibili interazioni competitive, possano influire in modo determinante su distribuzione e frequenza di questi organismi alla scala studiata.

**Ringraziamenti**

Si ringraziano M. Lorenti per la verifica tassonomica degli isopodi, I. Guala, M. Cigliano, e tutti i collaboratori al programma "Sardegna", per il prezioso contributo nell'acquisizione dei dati.

**Bibliografia**

CIGLIANO M. (2001) - Distribuzione spazio-temporale ed ecologia trofica dei policheti perforatori di "scaglie" di *Posidonia oceanica* (L.) Delile in alcune praterie dell'isola d'Ischia (Golfo di Napoli). *Tesi di laurea, Scienze Biologiche*. Università "Federico II" di Napoli: 77 pp.

GAMBI M.C. (2000) - Polychaete borers of the *Posidonia oceanica* (L.) Delile scales: Distribution patterns and ecological role. *Biol. Mar. Medit*., **7** (2): 215-219.

GAMBI M.C. (2002) - Spatio-temporal distribution and ecological role of polychaete borers of *Posidonia oceanica* (L.) Delile scales. *Bull. Mar. Sci*., **71** (3): 1323-1331.

GAMBI M.C., CAFIERO G. (2001) - Functional diversity in the *Posidonia oceanica* ecosystem: an example with polychaete borers of the scales. In: Faranda F.M., Guglielmo L., Spezie G. (eds), *Mediterranean ecosystems: structures and processes*. Springer-Verlag Italia: 399-405.

GAMBI M.C., VAN TUSSENBROEK B., BREARLEY A. (2003a) - Mesofaunal borers in seagrasses: world-wide occurrence and a new record of boring polychaetes in the Mexican Caribbean. *Aquat. Bot*., **76**: 65-77.

GAMBI M.C., LORENTI M., CIGLIANO M. (2003b) - Un nuovo gruppo di detritivori nel sistema a *Posidonia oceanica* del Mediterraneo: gli organismi perforatori delle scaglie (policheti e isopodi). *Biologi Italiani*, **3**: 28-35.

GAMBI M.C., ZUPO V., LORENTI M. (2000) - Borer organisms of the *Posidonia oceanica* scales: trophic role and ecological implications for the ecosystem. *Biol. Mar. Medit*., **7** (1): 253-261.

GUIDETTI P., BUSSOTTI S., GAMBI M.C., LORENTI M. (1997) - Invertebrate borers in *Posidonia oceanica* scales: relationships between their distribution and lepidochronological parameters. *Aquat. Bot*., **58**: 151-164.

GUIDETTI P. (2000) - Invertebrate borers in the Mediterranean sea grass *Posidonia oceanica*: biological impact and ecological implications. *J. Mar. Biol. Ass. U.K*., **80**: 725-730.

MAZZELLA L., BUIA M.C., GAMBI M.C., LORENTI M., RUSSO G.F., SCIPIONE M.B., ZUPO V. (1992) - Plant-animal trophic relationships in the *Posidonia oceanica* ecosystem of the Mediterranean Sea: a review. In: John D.M., Hawkins S.J., Price J.H. (eds), *Plant-Animal Interactions in the Marine Benthos*, Systematics Association Special Volume, **46**: 165-187.

TRANI B. (2002) - Variabilità della distribuzione degli organismi perforatori delle "scaglie" di *Posidonia oceanica* (L.) Delile a diverse scale spaziali. *Tesi di laurea, Scienze Biologiche*. Università "Federico II" di Napoli: 93 pp.

Questo studio è stato svolto nell'ambito di un più vasto progetto finanziato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio per la mappatura delle praterie di *Posidonia oceanica* lungo le coste della Sardegna.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 436-439

S. Giacobbe, R. Guglielmo, R. Germanò

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università degli Studi di Messina,
Salita Sperone, 31 - 98166 Messina, Italia.
sgiacobbe@unime.it

# POPOLAMENTI A MOLLUSCHI ASSOCIATI A *CAULERPA TAXIFOLIA* (VAHL) C. AGARDH NEI FONDI MOBILI DELLO STRETTO DI MESSINA

## *SOFT-BOTTOM MOLLUSC COMMUNITIES ASSOCIATED TO* CAULERPA TAXIFOLIA *(VAHL) C. AGARDH IN THE STRAITS OF MESSINA*

***Abstract***

*Mollusc communities associated to the invasive introduced alga* Caulerpa taxifolia *have been investigated in the Straits of Messina, and compared with the pre-existing soft-bottom mollusc communities, sampled in 1985 and 1995. Both the communities showed a high variability grade, as weel as a scarse relatedness with the main environmental factors. No important variations have been recorded on diversity grade since 1985 up to the present day.*

***Key-words***: *benthos*, *molluscs*, *introduced species, biodiversity.*

## Introduzione

Il problema della diffusione nel Mediterraneo di macrofite alloctone invasive, e di *Caulerpa taxifolia* in particolare, ha importanti implicazioni in termini di mantenimento della biodiversità. A questo proposito, le opinioni di diversi Autori appaiono discordanti, probabilmente in relazione al contesto ecologico investigato, ed ai *taxa* faunistici e/o floristici considerati (Boudouresque *et al*., 1995; Bellan-Santini *et al.,* 1996; Giacobbe *et al.,* 2001; Torchia *et al*., 2001).

Nello Stretto di Messina, precedenti indagini hanno messo in evidenza una estrema variabilità spazio-temporale dei popolamenti associati a *C. taxifolia* (Guglielmo *et al*., 2003), probabilmente per il breve periodo intercorso dall'inizio della sua diffusione, che non ha consentito ancora l'instaurarsi di precise relazioni di connettanza tra le specie (Giaccone, 2002). Un'ulteriore causa di variabilità è data dalla marcata stagionalità dell'alga, oltre che dalla sua notevole adattabilità e variabilità fenotipica (Chisholm *et al*., 1995).

I dati illustrati in questa sede riguardano una preliminare valutazione della diversità dei popolamenti a molluschi associati a *C. taxifolia* su fondo mobile, ed il relativo confronto con i popolamenti preesistenti all'introduzione dell'alga.

## Materiali e metodi

L'impatto di *Caulerpa taxifolia* sulla biodiversità bentonica nei fondi mobili dello Stretto di Messina è stato studiato mettendo a confronto i popolamenti a molluschi di quattro siti della costa siciliana, campionati in tre diverse fasi storiche: prima della comparsa di *C. taxifolia* (1985), all'inizio della sua diffusione (1995), al culmine della sua espansione (1999-2002). I campionamenti sono stati effettuati entro il range batimetrico occupato dalle praterie di *C. taxifolia* (5-60 m). In ogni sito è stato realizzato un transetto comprendente in media 5 stazioni di campionamento, in funzione della

topografia del fondo e della natura del substrato. Ciascun campione pari a 0,25 $m^2$ di superficie, per un volume di 50 $dm^3$, è stato setacciato su vaglio da 1 mm. In questa sede vengono riportati i risultati relativi ad un sub-set ridotto di campionamenti estivi, corrispondenti alla fase di massima "tossicità" dell'alga, che in tale periodo si presenta sotto l'aspetto *taxifolioidae*.

## Risultati

L'analisi dei popolamenti a molluschi ha portato alla determinazione di 124 specie complessivamente. La cluster analysis condotta sui valori dell'indice di similarità di Bray & Curtis (1957), dati traformati con radice quadrata, ha evidenziato per tutti e tre i gruppi di dati un'estrema eterogeneità tipologica dei popolamenti (Fig. 1), che infatti non appaiono riconducibili a nessuna biocenosi o comunità caratteristica.

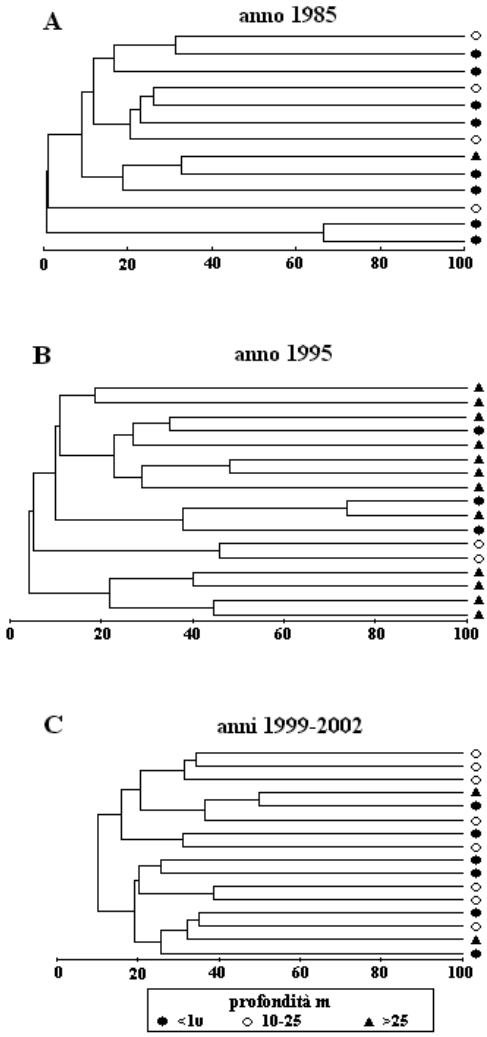
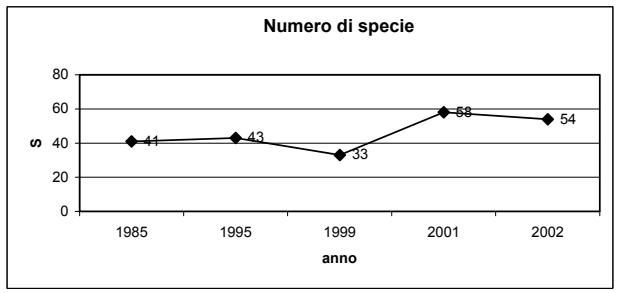


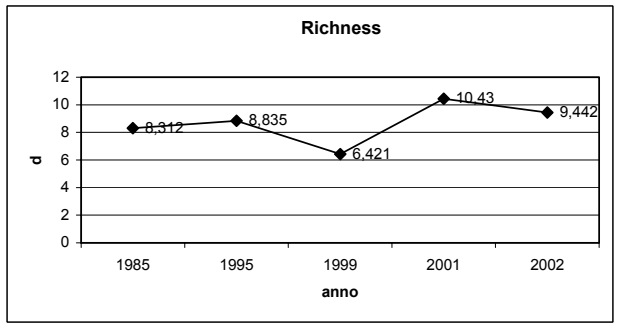

Fig. 1 - Dendrogramma relativo all'indice di similarità di Bray-Curtis (dati trasformati con radice quadrata) per i popolamenti a molluschi precedenti (a), contemporanei (b) e successivi (c), alla diffusione di *C. taxifolia* nei fondi mobili dello Stretto di Messina.

*Bray-Curtis cluster analysis(square root transformed data) on molluscan assemblages before (a), during (b) and after (c) the* C. taxifolia *spreading in the Straits of Messina soft bottoms.*

In accordo con tale estrema variabilità, il confronto su base statistica delle tre serie di dati (test Anosim one-way) non ha discriminato i popolamenti a molluschi su base temporale. Analogamente, tutti i fattori biotici e abiotici presi in considerazione come possibili discriminanti (profondità, granulometria, densità foliare, esposizione del sito, etc.), non hanno fornito risultati significativi, sia nel confronto fra i tre gruppi, sia all'interno dei singoli gruppi.

In termini di parametri univariati (Fig. 2), sia il numero di specie rinvenute, sia i valori della richness (D), mostrano un moderato trend positivo, salvo una lieve flessione registrata nel 1999 (anno in cui la prateria raggiunse la massima estensione). I valori di diversità (H') di Shannon-Weaver evidenziano più ampie oscillazioni, con valori minimi nel 1999 e 2002. In entrambi i casi, la significatività dei rispettivi andamenti è stata provata dall'applicazione del test ANOVA/MANOVA che, sui parametri indicati, ha evidenziato una varianza dei valori medi altamente significativa (p ,0001).



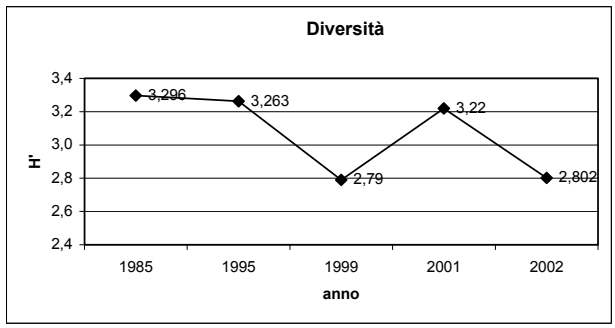




Fig. 2 - Andamento dei valori del numero di specie (S), della ricchezza specifica (D) di Margalef e della diversità (H') di Shannon-Weaver nel periodo considerato.

*Number of species (S), richness (D) of Margalef and diversity (H') of Shannon-Weaver, since 1985 up to 2003.*

## Conclusioni

Preliminari indagini condotte sui popolamenti a molluschi associati a *Caulerpa taxifolia* nello Stretto di Messina danno indicazioni di una notevole variabilità, giustificata dall'attuale fase di attiva espansione dell'alga. Un alto grado di variabilità è stato tuttavia riscontrato anche nei popolamenti di fondo mobile campionati prima dell'insediamento di *C. taxifolia*. Allo stesso tempo, il grado di diversità dei popolamenti sembra non avere sostanzialmente risentito del comportamento invasivo di *C. taxifolia*. Probabilmente la ragione di questo va ricercata in una intrinseca condizione di instabilità ambientale determinata, nello Stretto di Messina, dalla irregolarità degli apporti sedimentari e soprattutto dal particolare regime idrodinamico.

**Bibliografia**

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. U.K.,* **76**: 235-237.

BOUDOURESQUE C., MEINESZ A., RIBERA M.A., BALLESTEROS E. (1995) – Spread of the green alga *Caulerpa taxifolia* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean: possible consequences of a major ecological event. *Sci. Mar*., **59** (Suppl. 1): 21-29.

CHISHOLM J.R.M., JAUBERT J.M., GIACCONE G. (1995) – *Caulerpa taxifolia* in the northwest Mediterranean: introduced species or migrant from the Red Sea?. *C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la vie,* **318**: 1219-26.

GIACCONE G. (2002) – Disseminazione antropica di organismi marini nel Mediterraneo durante gli ultimi 3.000 anni. *Boll. Accad. Gioenia Sci. Nat. Catania*, **35** (361): 95-108.

GIACOBBE S., SPANO' N., MANGANARO A. (2001) – Preliminary data on benthic environment modifications following the *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh, spread along the Straits of Messina Sicilian coasts (Mediterranean Sea). *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.,* **36**: 387 pp.

GUGLIELMO R., GIACOBBE S., SPANO' N., MANGANARO A. (2003) – Comunità macrozoobentoniche associate a *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh nello Stretto di Messina: primi risultati. *Biol. Mar. Medit*., **10** (2): 568-570.

TORCHIA G., RELINI M., MORELLO S.E., CANTARELLA M., RELINI G. (2001) – Variazioni dello zoobenthos associato all'alga *Caulerpa taxifolia. Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 633-635.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 440-443

C. Longo, L. Scalera Liaci, M. Manuel*, G. Corriero

Dipartimento di Zoologia, Università di Bari, Via Orabona, 4 – 70125 Bari, Italia.
*Université Pierre et Marie Curie – 75005 Paris, France.

# NOTE SUI PORIFERI DEL MAR GRANDE E DEL MAR PICCOLO DI TARANTO (MAR IONIO)

## *NOTES ON THE SPONGE FAUNA FROM MAR GRANDE AND MAR PICCOLO OF TARANTO (APULIA, IONIAN SEA)*

***Abstract***

*A paucispecific sponge fauna consisting of twenty-four taxa was recorded from the hard bottom of Taranto seas. The genus,* Paraleucilla *Dendy (Calcarea), was reported for the first time for the Mediterranean Sea. The comparison with literature data revealed that the composition of the sponge fauna is not constant in time, probably due to recurrent mass mortality depending on periodical distrophic events.*

***Key-words:*** *sponges, taxonomy, distribution, Ionian Sea.*

## Introduzione

I mari di Taranto sono stati in passato oggetto di numerosi studi che hanno evidenziato l'abbondanza di una fauna bentonica a filtratori, caratterizzata dalla dominanza di molluschi bivalvi (Bedulli *et al.,* 1986), poriferi (Scalera Liaci *et al.,* 1976), anellidi policheti (Gherardi *et al*., 1993) e ascidie (Matarrese *et al*., 1980). Nell'ambito del progetto SPICAMAR, volto a caratterizzare le aree marine prospicienti la città di Taranto, è stata studiata la composizione e distribuzione del popolamento a poriferi del Mar Piccolo e del Mar Grande. I dati ottenuti sono stati confrontati con le liste faunistiche rinvenute in letteratura allo scopo di valutare eventuali variazioni temporali del popolamento.

## Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto in 6 stazioni distribuite tra i due bacini (Fig. 1) su substrati duri rocciosi naturali e di origine organica, questi ultimi localizzati sui manufatti metallici degli impianti di mitilicoltura. I campionamenti sono stati effettuati nel periodo luglio 2001-maggio 2003, in immersione con autorespiratore, ad una profondità compresa tra 3 e 5 m, dove la spongofauna era generalmente più abbondante. In ogni stazione sono stati eseguiti prelievi quantitativi mediante grattaggio di superfici di 400 $cm^2$ con replica e prelievi qualitativi, preceduti da rilievi fotografici. I risultati ottenuti sono stati utilizzati per il calcolo dell'indice di similitudine interstazionale secondo Bray-Curtis e dell'analisi delle corrispondenze.

## Risultati

Sono state complessivamente censite 24 specie di poriferi, di cui 4 afferenti alla classe Calcarea (ordine: Leucosolenida) e 20 alla classe Demospongiae (ordini: Homosclerophorida, Hadromerida, Poecilosclerida, Halichondrida, Haplosclerida, Dictyoceratida; famiglie: Plakinidae, Clionaidae, Polymastiidae, Suberitidae, Tethyi-

dae, Hymedesmiidae, Mycalidae, Halichondriidae, Chalinidae, Phleodictyidae, Irciniidae, Thorectidae, Dysideidae). Tra le Calcarea va segnalato il rinvenimento, per la prima volta in Mediterraneo, del genere *Paraleucilla* Dendy la cui classificazione specifica è ancora in corso.

Il popolamento ha mostrato una distribuzione fortemente eterogenea nelle diverse stazioni di campionamento, con valori di ricchezza specifica variabili tra 2 e 14. Il maggior numero di specie è stato osservato nella stazione 1, dislocata su un palo metallico la cui superficie è ricoperta da una ricca e pluristratificata comunità a filtratori (mitili, ostreidi, briozoi, serpulidi e ascidiacei) che edifica spessi (tra 10 e 20 cm) e complessi substrati organogeni. Su queste concrezioni è stato rinvenuto un popolamento a poriferi che comprende elementi tipici di comunità fouling quali *Sycon* sp., *Suberites carnosus* (Johnston) e *Dysidea incrustans* (Schmidt); specie caratteristiche di ambienti lagunari quali *Halichondria panicea* (Pallas) e *Hymeniacidon sanguinea* (Grant), e infine specie tipiche di ambienti superficiali a ridotto idrodinamismo quali *Mycale contarenii* (Martens), *Haliclona palmata* (Schmidt), *Oceanapia isodictyformis* (Carter). Le stazioni 4 e 6, localizzate rispettivamente in Mar Piccolo e Mar Grande, hanno evidenziato un popolamento affine a quello della stazione 1 (Fig. 1), ma meno ricco di specie. Le stazioni con i più bassi valori di ricchezza specifica sono risultate la 2 e la 3, situate nel settore più confinato del secondo seno del Mar Piccolo (Fig. 1) dove sono state esclusivamente rinvenute le demosponge *Halichondria panicea* e *Hymeniacidon sanguinea*. Nell'insieme, le stazioni 2, 3, 4, 6 sono caratterizzate da un substrato organogeno meno spesso e complesso rispetto a quello della stazione 1 (Fig. 1). La stazione 5, localizzata su substrati duri naturali denudati per azione antropica, ha evidenziato un popolamento a poriferi decisamente povero (6 specie), essenzialmente costituito da elementi ad ampia valenza ecologica, molto comuni nell'area ionica quali *Tethya aurantium* (Pallas), *Phorbas fictitius* (Bowerbank), *Ircinia variabilis* (Schmidt) e *Sarcotragus spinosulus* Schmidt.

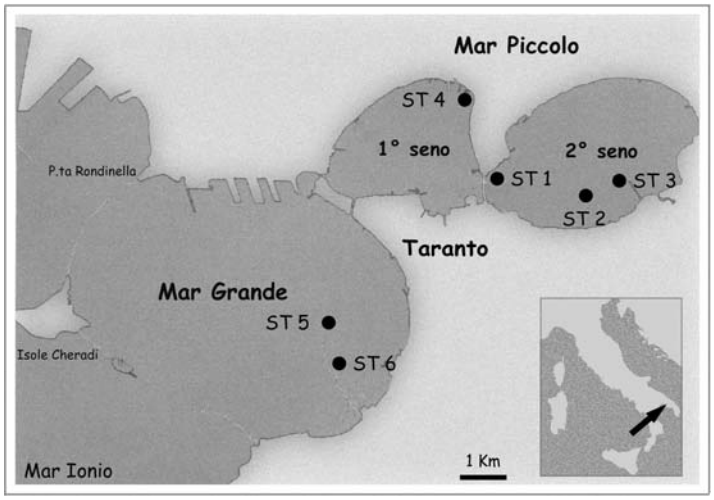



Fig. 1 - Area di studio e localizzazione delle stazioni di campionamento.
*Study area and location of the sampling stations.*

L'indice di similitudine interstazionale secondo Bray-Curtis ha evidenziato un'affinità tra stazioni complessivamente bassa (Fig. 2). Il cluster separa chiaramente la stazione 5 dalle rimanenti, che costituiscono un gruppo omogeneo associato intorno a valori di similitudine prossimi al 50%. Anche l'analisi delle corrispondenze (Fig. 3) evidenzia una netta separazione tra la stazione 5 e le rimanenti, queste ultime allineate lungo il 2° asse, confermando che la discriminazione avviene con tutta probabilità sulla base del fattore substrato.

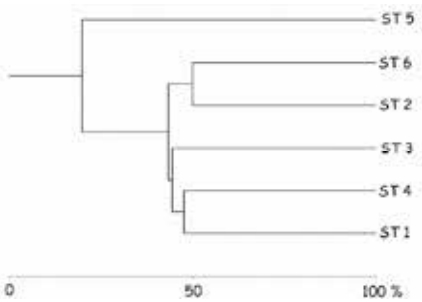



Fig. 2 - Indice di similitudine interstazionale secondo Bray-Curtis (Single link) tra le stazioni di campionamento.

*Bray-Curtis cluster analysis (Single link) among the sampling stations.*

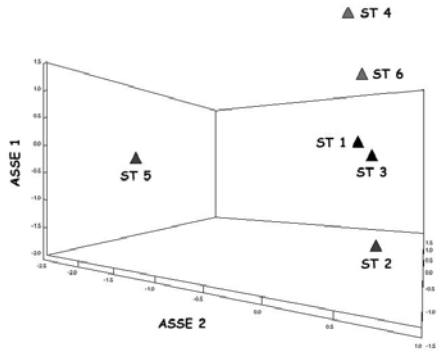



Fig. 3 - Analisi delle Corrispondenze nel piano definito dal 1° e dal 2° asse.

*Correspondence Analysis on the plane formed by the first and second axes.*

Il confronto tra la spongofauna censita nel corso di questa indagine relativa al Mar Piccolo e quella riportata dalla letteratura (Gherardi, 1973; Gherardi e Lepore, 1974; Pulitzer-Finali, 1983; Scalera Liaci e Corriero, 1993; Scalera Liaci *et al.,* 1976) ha evidenziato 4 nuove segnalazioni (*Paraleucilla* sp., *Oscarella lobularis* (Schmidt), *Haliclona palmata*, *Dysidea incrustans*), oltre al mancato rinvenimento di 25 specie. Tra queste, circa la metà sono specie molto comuni lungo le coste ioniche pugliesi, quali *Geodia cydonium* (Jameson), *Tethya citrina* Sarà e Melone, *Cinachyra tarentina* Pulitzer-Finali, *Cliona viridis* (Schmidt), *Timea unistellata* (Topsent), *Raspaciona aculeata* (Johnston) e *Tedania anhelans* (Lieberkühn). Tra le rimanenti, alcune possono essere considerate di dubbia identificazione.

## Conclusioni

La ricerca svolta ha evidenziato importanti differenze nella distribuzione spaziale del popolamento a poriferi dei mari di Taranto, essenzialmente in rapporto al tipo e alla conformazione del substrato duro campionato. Il maggior numero di specie di poriferi è stato osservato dove il substrato mostra la massima complessità spaziale, in rapporto ad un maggiore sviluppo della concrezione organica. In aggiunta alle caratteristiche del substrato la distribuzione della spongofauna è soggetta all'influenza del gradiente di confinamento ambientale, come sembra indicare il brusco decremento

dei valori di ricchezza specifica osservato nelle stazioni meno soggette all'apporto di acque marine, dove sono esclusivamente presenti elementi tipici di biotopi mesoalini, quali *Halichondria panicea* e *Hymeniacidon sanguinea.*

Da un punto di vista tassonomico, l'indagine svolta ha portato all'identificazione del genere *Paraleucilla*, mai prima d'oggi segnalato in Mediterraneo. Si tratta di un genere afferente alla classe delle Calcarea, in precedenza segnalato nella regione Indo-Pacifica, in prevalenza lungo le coste australiane (Hooper e Van Soest, 2002), in Oceano Atlantico (Capo Verde e Spagna) e in Mar Rosso (dati degli autori non pubblicati). Per il resto, la spongofauna è costituita in gran parte da specie comuni e risulta complessivamente povera in specie, se comparata con altri ambienti superficiali dell'area ionica (Mercurio *et al*., 2001). La mancanza di dati storici confrontabili relativi al Mar Grande non ha consentito l'analisi dell'evoluzione temporale del popolamento a poriferi. Per il Mar Piccolo viceversa, il confronto con la ricca letteratura sopracitata ha evidenziato notevoli differenze nello spettro specifico della spongofauna, probabile conseguenza dei frequenti eventi distrofici responsabili di diffusi episodi di moria (Caroppo *et al*., 1994). E' plausibile ipotizzare che ad ogni evento di estinzione faccia seguito un processo di ricolonizzazione ad opera di larve provenienti soprattutto dall'ambiente esterno. Tale apporto, comportando il reclutamento di specie differenti, potrebbe determinare di volta in volta una diversa fisionomia del popolamento, spiegando le importanti differenze specifiche osservate su scala temporale.

**Bibliografia**

BEDULLI D., BIANCHI C.N., ZURLINI G., MORRI C. (1986) - Caratterizzazione biocenotica e strutturale del macrobenthos delle coste pugliesi. In: *Indagine ambientale del sistema marino costiero della regione Puglia,* E.N.E.A. - C.R.E.A., Santa Teresa, La Spezia: 227-255.

CAROPPO C., CARDELLICCHIO N., CAVALLO R. (1994) - Ciclo annuale del fitoplancton nei mari di Taranto: influenza della qualità delle acque. *Biol. Mar. Medit.,* **1** (1): 201-206.

GHERARDI M. (1973) - Ricerche sulle comunità fouling del Mar Piccolo di Taranto. In: Cacucci (ed.), *Atti III Simp. Naz. Cons. Nat.*, Bari, **1**: 55-73.

GHERARDI M., LEPORE E. (1974) - Insediamenti stagionali delle popolazioni fouling del mar Piccolo di Taranto. In: Cacucci (ed), *Atti IV Simp. Naz. Cons. Nat.*, Bari, **2**: 235-258.

GHERARDI M., LEPORE E., SCISCIOLI M. (1993) - Distribution of the Polychaetous Annelids in the Ionian and lower Adriatic Sea: descriptive analysis. *Oebalia*, **19**: 27-45.

HOOPER J.N.A., VAN SOEST R.W.M. (2002) – *Systema Porifera. A Guide to the classification of sponges*. Kluwer Academic / Plenum Publishers, New York: 1708 pp.

MATARRESE A., TURSI A., SCALERA LIACI L., MONTANARO C., CECERE E. (1980) - Variazioni di biomassa nell'Ascidiofauna presente sui substrati duri del Mar Piccolo di Taranto. *Oebalia*, **5**: 63-79.

MERCURIO M., SCALERA LIACI L., CORRIERO G. (2001) – La fauna a poriferi dell'insenatura della Strea di Porto Cesareo (LE). *Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 403-412.

PULITZER-FINALI G. (1983) - A collection of Mediterranean Demospongiae (Porifera) with, in appendix, a list of the Demospongiae hitherto recorded from the Mediterranean Sea. *Ann. Mus. Civ. Stor. Nat. Genova*, **84**: 445-621.

SCALERA LIACI L., CORRIERO G. (1993) - Distribution of the sponge fauna from the Mar Piccolo and Mar Grande (Taranto, Ionian Sea). *Biol. Mar., Suppl. Notiz. S.I.B.M.,* **1**: 317-318.

SCALERA LIACI L., SCISCIOLI M., FIORDIPONTI F. (1976) - Distribuzione dei poriferi del Mar Piccolo di Taranto. *Oebalia*, **2** (1): 3-19.

Questo lavoro è stato eseguito con fondi MURST nell'ambito del programma operativo del piano "Ambiente Marino" CLUSTER C10 - SPICAMAR.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 444-447

M. Mercurio, C. Longo, C. Nonnis Marzano, L. Scalera Liaci, G. Corriero
Dipartimento di Zoologia, Università degli Studi di Bari, Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italia.

# DEMOSPONGE DI AMBIENTI LAGUNARI MEDITERRANEI

## *DEMOSPONGES FROM MEDITERRANEAN LAGOONS*

***Abstract***

*Past and present data regarding the demosponges from 11 lagoon environments of West Mediterranean have been reviewed and compared. Of the 81 species reported, 58 occur occasionally, 19 appear in about 30% of the basins, 4 are more frequently recorded. Basins with high sea-water exchange show a richer demosponge fauna with respect to more confined biotopes. The comparative analysis in time of sponge lists highlights a remarkable persistence of the sponge populations over periods of ten-forty years.*

***Key-words:*** *sponges, brackishwater environments, Mediterranean basin.*

## Introduzione

Vengono sintetizzati i risultati di uno studio faunistico e distribuzionale sui poriferi di alcuni tra i più rappresentativi ambienti a caratteristiche lagunari del Mediterraneo (Fig. 1). I dati riportati sono in gran parte ottenuti dalla revisione della letteratura, considerando esclusivamente i lavori effettuati da specialisti del settore, ed in misura minore sono riferiti ad osservazioni non ancora pubblicate. Le lagune prese in esame sono le seguenti: Godulla e Karavasta (Nonnis Marzano *et al*., 2003b); Venezia (Corriero *et al*., dati non pubblicati; Sarà, 1960); Lesina (Corriero, dati non pubblicati; Nonnis Marzano *et al*., 2003a,c); Porto Cesareo (Corriero, 1990; Corriero *et al*., 1984; Corriero *et al*., 1996; Mercurio *et al.,* 2001; Pulitzer-Finali, 1983); Marsala (Corriero, 1984; Corriero, 1990; Corriero *et al*., dati non pubblicati); Tindari (Corriero *et al*., dati non pubblicati); Faro e Ganzirri (Labate e Arena, 1964); Fusaro (Siribelli, 1963); Thau (Topsent, 1925).

Fig. 1 - Localizzazione degli 11 bacini lagunari oggetto di studio.
*Localization of the 11 lagoon environments studied.*

## Materiali e metodi

I dati originali sulla spongofauna sono il risultato di indagini specifiche effettuate nel periodo compreso tra il 2000 ed il 2002. Per ogni ambiente lagunare sono stati effettuati campionamenti in due differenti periodi dell'anno, in immersione con autorespiratore. Sono state utilizzate metodiche di prelievo quantitative sia su substrati mobili (superficie di campionamento=10.000 $cm^2$) che su substrati duri, naturali o artificiali (400 $cm^2$).

I dati distribuzionali (presenza/assenza) relativi a tutti i bacini oggetto d'indagine sono stati sottoposti ad analisi statistica per il calcolo dell'analisi fattoriale delle corrispondenze.

## Risultati e conclusioni

Sono state complessivamente censite 81 specie di demosponge afferenti a 12 ordini e 31 famiglie. Gran parte di queste specie (58) possono essere considerate presenze occasionali in ambienti confinati, dal momento che risultano segnalate in meno del 20% dei siti oggetto d'indagine; 19 specie - *Oscarella lobularis* (Schmidt), *Geodia cydonium* (Jameson), *Cliona celata* Grant, *C. copiosa* Sarà, *C. viridis* (Schmidt), *Pione vastifica* (Hancock), *Suberites carnosus* (Johnston), *Tethya aurantium* (Pallas), *T. citrina* Sarà e Melone, *Tedania anhelans* (Lieberkühn), *Mycale rotalis* (Bowerbank), *Halichondria bowerbanki* Burton, *Haliclona fertilis* (Keller), *H. stirpescens* Topsent, *Ircinia variabilis* (Schmidt), *Sarcotragus spinosulus* Schmidt, *Spongia virgultosa* (Schmidt), *Aplysilla rosea* (Barrois) *Aplysina aerophoba* Schmidt - sono presenti in circa il 30% dei bacini lagunari, dove tendono a formare popolazioni più ricche rispetto a quelle di mare aperto. Si tratta, in larga misura, di specie ad ampia valenza ecologica, molto comuni in ambiente mediterraneo, la cui distribuzione nelle differenti lagune può essere legata sia a fattori ecologici (tolleranza ad acque dissalate, ad elevata sedimentazione, ecc.) che geografici. Soltanto 4 specie - *Halichondria panicea* (Pallas), *Hymeniacidon sanguinea* (Grant), *Haliclona elegans* (Bowerbank), *Dysidea fragilis* (Montagu) - possono essere considerate tipiche di ambienti confinati, risultando segnalate in circa il 50% dei bacini considerati.

Dieci degli 11 bacini costieri studiati ospitano demosponge; soltanto nella laguna di Karavasta, caratterizzata da ampie fluttuazioni stagionali della salinità (18,4–57,6‰; Peja *et al*., 1996), non sono stati rinvenuti poriferi. Gli altri bacini evidenziano profonde differenze nei valori di ricchezza specifica della spongofauna, come evidenziato dall'analisi fattoriale delle corrispondenze (Fig. 2). Questa separa lungo il primo asse gli ambienti lagunari che ospitano popolamenti a poriferi ricchi e diversificati, caratterizzati da importanti comunicazioni con il mare aperto (Marsala, Porto Cesareo, Venezia), dalle lagune a marcate oscillazioni dei parametri ambientali, in cui la fauna a poriferi è costituita da poche specie euriecie.

Il confronto tra l'attuale pattern faunistico e quello riportato dalla letteratura, relativo ai biotopi di Lesina, Marsala, Porto Cesareo, Venezia, evidenzia in linea di massima il carattere di notevole persistenza della spongofauna lagunare; in particolare a Marsala e Porto Cesareo la composizione specifica relativa all'ultimo decennio risulta pressoché invariata (Corriero, 1990; Corriero *et al*., 1996; Corriero *et al*., dati non pubblicati; Mercurio *et al*., 2001); a Venezia una percentuale relativamente alta (65%) delle specie rinvenute nel 2001 (Corriero *et al.*, dati non pubblicati) erano già state segnalate da Sarà nel 1960. Tale persistenza sembra caratterizzare sia i popolamenti a poriferi di biotopi a marcate oscillazioni ambientali, prevalentemente costituiti da

specie a breve ciclo vitale, rapido accrescimento ed elevata mortalità (come nel caso di *H. panicea* del Lago di Lesina; Nonnis Marzano *et al.*, 2003c), che quelli di biotopi ad ampia comunicazione con il mare aperto, dove tra i poriferi prevalgono specie a ciclo vitale pluriennale, come osservato in *G. cydonium* nel bacino di Porto Cesareo (Corriero *et al*., dati non pubblicati).

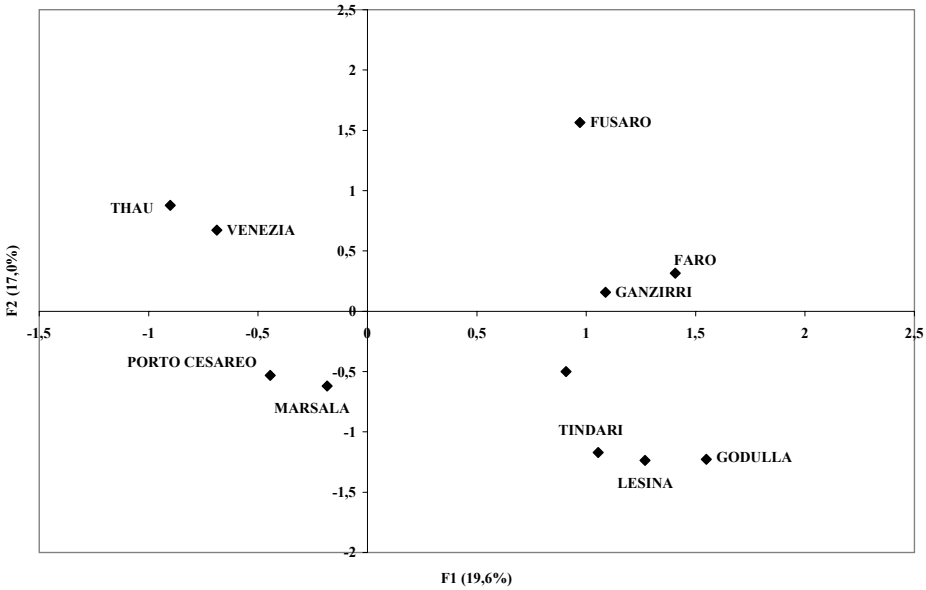



Fig. 2 - Analisi delle Corrispondenze nel piano definito dal 1° e dal 2° asse.
*Correspondence Analysis on the plane formed by the first and second axes.*

**Bibliografia**

CORRIERO G. (1984) – Note sul popolamento di poriferi dello Stagnone di Marsala (Sicilia). *Nova Thal.*, **6** (Suppl.): 213-223.

CORRIERO G. (1990) - Distribuzione ed ecologia dei poriferi in ambienti "confinati" mediterranei. *Tesi di Dottorato di Ricerca in Scienze Ambientali (Scienze del Mare), Università degli Studi di Genova*: 118 pp.

CORRIERO G., PANSINI M., SARÀ M. (1984) - Sui poriferi dell'insenatura della Strea a Porto Cesareo (Lecce). *Thal. Sal.,* **14**: 3-10.

CORRIERO G., SCALERA LIACI L., MERCURIO M. (1996) - Il popolamento a poriferi della Riserva Marina di Porto Cesareo. *Riass. 57° Congr. Naz. U. Z. I.,* San Benetto del Tronto, Settembre 1996: 28.

LABATE M., ARENA P. (1964) – La fauna a poriferi dei laghi di Ganzirri e Faro (Messina). *Arch. Zool. Ital*., **49**: 249-280.

MERCURIO M., SCALERA LIACI L., CORRIERO G. (2001) – La fauna a poriferi della Strea di Porto Cesareo (LE). *Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 403-412.

NONNIS MARZANO C., SCALERA LIACI L., FIANCHINI A., GRAVINA F., MERCURIO M., CORRIERO G. (2003a) - Distribution, persistence and change of the macrobenthos in the Lagoon of Lesina (Apulia, Southern Adriatic Sea). *Oceanol. Acta,* **26** (1): 57-66.

NONNIS MARZANO C., SCALERA LIACI L., GRISTINA M., GRAVINA F., FIANCHINI A., PAMBUKU A., CORRIERO G. (2003b) – Distribuzione delle comunità macrobentoniche nel sistema lagunare di Karavasta. *Atti Conv. Salvaguardia e sviluppo sostenibile dell'area lagunare di Karavasta (Albania),* Djviaka, Maggio 2003: 67-73.

NONNIS MARZANO C., CORRIERO G., SCALERA LIACI L. (2003c) - Distribuzione e ciclo vitale di *Halichondria panicea* (Porifera, Demospongiae) nel lago di Lesina. *Biol. Mar. Medit.,* **10** (2): 159-167.

PEJA N., VASO A., MIHO A., RAKAJ N., CRIVELLI A.J. (1996) – Characteristics of Albanian lagoons and their fisheries. *Fish. Res.,* **27**: 215-225.

PULITZER-FINALI G. (1983) - A collection of Mediterranean Demospongiae (Porifera) with, in appendix, a list of the Demospongiae hitherto recorded from the Mediterranean Sea. *Ann. Mus. Civ. St. Nat. Genova,* **84**: 1-621.

SARA' M. (1960) - Osservazioni sulla composizione, ecologia e differenziamento della fauna di poriferi di acqua salmastra. *Ann. Ist. Mus. Zool. Univ. Napoli*, **12** (1): 1-10.

SIRIBELLI L. (1963) - Contribution a la connaissance des porifères du Fusaro (province de Naples). *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, **18** (3): 677-680.

TOPSENT E. (1925) - Èponge de l'Ètang de Thau. *Bull. Inst. Océanogr.*, **452**: 1-19.

Questo lavoro è stato eseguito con fondi erogati dall'Università degli Studi di Bari (MURST ex 60%).

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 448-450

V. Moschino, M.G. Marin, N. Nesto*, L. Da Ros*

Dipartimento di Biologia, Università di Padova, Via U. Bassi, 58/B - 35131 Padova, Italia.
*ISMAR - Istituto di Scienze Marine, Biologia del Mare, Castello, 1364/A - 30122 Venezia, Italia.

# STRESS MECCANICO IN ESEMPLARI SOTTOTAGLIA DI BIVALVI EDULI: *CHAMELEA GALLINA*

## *MECHANICAL STRESS ON UNDER-SIZED BIVALVES:* CHAMELEA GALLINA

***Abstract***

*The effects of repeated disturbance, such as that caused by mechanical fishing systems tipically used in Northern Adriatic, was simulated in a laboratory experiment on the venus clam* Chamelea gallina *(Bivalvia: Veneridae). Under-sized clams were subjected to experimental shaking, and changes in physiological and behavioural responses were evaluated by determining adenylate energy charge, survival in air time, reburrowing time, and shell damage level.*

***Key-words:*** *bivalves, under-sized clam, mechanical stress,* Chamelea gallina.

## Introduzione

*Chamelea gallina* è un bivalve veneride largamente diffuso lungo le coste dell'Adriatico, dove è soggetto ad una notevole attività di pesca effettuata prevalentemente con draghe idrauliche turbosoffianti. E' risaputo che tale modalità di pesca produce un forte impatto sulle biocenosi bentoniche nonchè sulle vongole di taglia non commerciale (Pranovi e Giovanardi, 1994; Casellato *et al*., 2002). Nel presente lavoro, alcune risposte fisiologiche, comportamentali e un indice di danno conchigliare sono stati valutati in individui sotto-taglia sottoposti ad uno stress di tipo meccanico riprodotto in laboratorio e ripetuto per più giorni, con l'intento di simulare l'impatto dell'attrezzo da pesca e del vibrovaglio.

## Materiali e metodi

Circa 400 animali di taglia compresa tra 13 e 19 mm sono stati pescati, subito trasportati in laboratorio e stabulati per 4 giorni. Le vongole sono quindi state stressate per 10 minuti tramite l'utilizzo di un agitatore a vibrazione (vortex, alla velocità massima di 40 hertz) appositamente predisposto con un contenitore dove venivano collocati gli animali. Questa operazione è stata ripetuta una volta al giorno per 3 giorni consecutivi sugli stessi individui. Giornalmente sono stati valutati nei trattati e nei rispettivi controlli il tempo di sopravvivenza in aria (Eertman *et al.*, 1993), l'*adenylate energy charge* (Ivanovici, 1980; Moal *et al*., 1989), il tasso di riaffossamento (Phelps, 1989) e l'indice di danno conchigliare (Moschino *et al*., 2003).

## Risultati

Nel test della sopravvivenza in aria, che può rilevare una risposta complessiva alle condizioni di stress cui gli animali sono stati in precedenza sottoposti, i valori di $LT_{50}$ di trattati e controlli non presentano differenze nel primo e nel secondo giorno di trattamento, mentre sono significativamente più bassi nel trattato il terzo giorno (Wilco-

xon e Gehan: $p<0.01$) (Tab. 1). La percentuale di riaffossamento risulta molto simile in tutti i campioni con valori che variano tra 70% e 90% sia nei controlli che nei trattati. In questi ultimi si evidenzia tuttavia una progressiva diminuzione del numero di vongole riaffossate, passando dal primo al terzo giorno di trattamento (Tab. 1). I valori di *adenylate energy charge*, che fornisce una misura dello stato energetico di un organismo, sono risultati generalmente bassi e solo nel secondo giorno di esperimento il controllo è apparso significativamente più alto del trattato ($p<0.01$) (Fig. 1). Infine, l'indice di danno conchigliare, valutato attribuendo un diverso punteggio (da 1 a 4) ad ognuna delle categorie di danno rilevate, risulta significativamente più basso nelle vongole stressate per tre volte consecutive ($p<0.01$) (Fig. 2).

Tab. 1 - Tempi di sopravvivenza in aria (espressi come $LT_{50}$) e percentuale di riaffossamento dopo 10 ore di esemplari sottotaglia di *Chamelea gallina* sottoposti a stress meccanico.

*Survival times (as $LT_{50}$) and percentage reburrowing after 10 hours of under-sized* Chamelea gallina *subjected to mechanical stress.*

| | *Sopravvivenza in aria* ($LT_{50}$ in giorni) | | *Percentuale di vongole riaffossate* | |
|---|---|---|---|---|
| | Controllo | Trattato | Controllo | Trattato |
| 1° giorno | 14 | 14 | 85 | 80 |
| 2° giorno | 12.5 | 11 | 80 | 75 |
| 3° giorno | 14 | 10 | 90 | 70 |

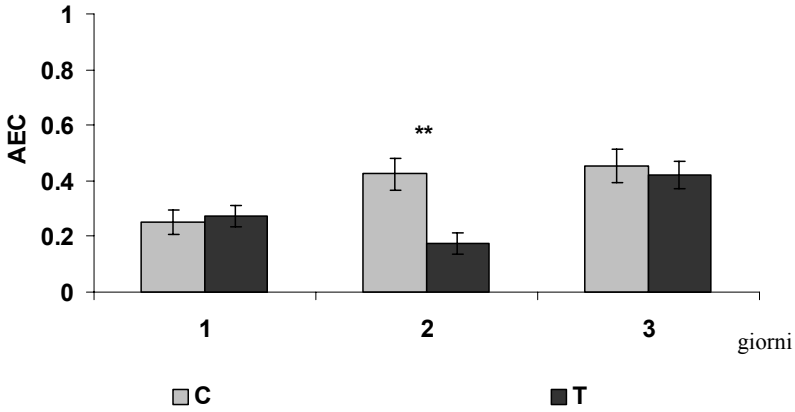



Fig. 1 - Adenylate energy charge in esemplari sottotaglia di *C. gallina* sottoposti a stress meccanico nei tre giorni di esperimento (C=controllo; T=trattato). Media±e.s., N=10. Anova: $**p<0.01$.

*Adenylate energy charge in under-sized* C. gallina *subjected to mechanical stress (C=control; T=treated). Mean±s.e., N=10. Anova: $**p<0.01$.*

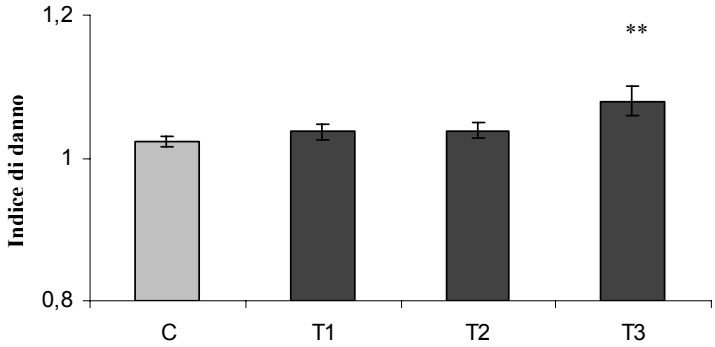



Fig. 2 - Indice di danno in esemplari sottotaglia di *C. gallina* sottoposti a stress meccanico nei tre giorni di esperimento (C=controllo; T1, T2, T3 =trattato nel primo, secondo e terzo giorno). Media±e.s., N=50. Anova: **p<0.01.

*Damage index in under-sized* C. gallina *subjected to mechanical stress (C=control; T1, T2, T3 =treated on first, second and third day). Mean±s.e., N=50. Anova: **p<0.01.*

## Conclusioni

Lo stress meccanico reiterato può portare a condizioni di indebolimento delle popolazioni naturali sottoposte a pesca con draghe turbsoffianti, come evidenziato anche dai risultati ottenuti in analoghi esperimenti condotti su vongole di taglia commerciale (Ballarin *et al*., 2003). I biomarkers più idonei ad evidenziare tale tipologia di stress sono risultati essere il test di sopravvivenza in aria e l'indice di danno.

### Bibliografia

BALLARIN L., PAMPANIN D.M., MARIN M.G. (2003) - Mechanical disturbance affects haemocyte functionality in the Venus clam *Chamelea gallina. Comp. Biochem. Physiol*, **136A**: 631-640.

CASELLATO S., MASCIADRI S., MASIERO L., CAMPI G. (2002) – Impatto della pesca con draghe idrauliche sulla comunità bentonica della fascia costiera alto-adriatica. *Mar. Biol. Medit*., **9**: 170-179.

EERTMAN R.H.M., WAGENVOORT A.J., HUMMEL H., SMAAL A.C. (1993) – Survival in air of the blue mussel *Mytilus edulis* L. as sensitive response to pollution-induced environmental stress. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* **170**: 179-195.

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*, **66A**: 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.,* **93B**, 2: 307-316.

MOSCHINO V., DEPPIERI M., MARIN M.G. (2003) - Evaluation of shell damage to the clam *Chamelea gallina* captured by hydraulic dredging in the Northern Adriatic Sea. *ICES J. Mar. Sci.*, **60**: 393-401.

PHELPS H.L. (1989) - Clam burrowing bioassay for estuarine sediment. *Bull. Environ. Contam. Toxicol*., **43**: 838-845.

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.

La ricerca è stata finanziata dalla Comunità Europea nell'ambito del progetto ECODREDGE (FAIR-CT98-4465).

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 451-454

L. Pacciardi, M. Virgilio*, M. Abbiati*, A.M. De Biasi

Centro Interuniversitario di Biologia Marina di Livorno, V.le N.Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italia.
*Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali, Università di Bologna,
Via Tombesi Dall'Ova, 55 - 48100 Ravenna, Italia.

# VARIABILITÀ SPAZIO-TEMPORALE DEI BRIOZOI DEL CORALLIGENO DI CALAFURIA (LIVORNO)

## *SPATIAL-TEMPORAL VARIABILITY OF BRYOZOANS OF THE CORALLIGENOUS ASSEMBLAGE (CALAFURIA, LIVORNO)*

***Abstract***

*Spatial and temporal variability in the distribution and abundance of bryozoans in a Mediterranean coralligenous reef was investigated by means of descriptive procedures from April 1997 to March 1998.*

***Key-words***: *spatial-heterogeneity, coralligenous, bryozoans, Ligurian Sea.*

## Introduzione

Il coralligeno rappresenta una delle associazioni bentoniche peculiari del Mar Mediterraneo. Questo popolamento è formato da una varietà di organismi a scheletro calcareo (celenterati, briozoi, serpulidi, bivalvi, etc.) che contribuiscono ad accrescere una struttura formata prevalentemente da alghe corallinacee. I briozoi costituiscono una componente fondamentale di questa associazione e ne influenzano la complessità strutturale, la distribuzione e l'abbondanza delle specie associate. Storicamente la maggior parte degli studi condotti sul coralligeno hanno riguardato gli aspetti qualitativi del popolamento (Gili e Ros, 1984; Pérès e Picard, 1964; Ros *et al.*, 1985; Sarà e Pulitzer-Finali, 1970) e soltanto negli ultimi anni sono state analizzate le dinamiche spaziali e temporali. Precedenti studi hanno analizzato la distribuzione delle specie bentoniche del coralligeno di Calafuria (Li), evidenziando come essa sia influenzata dall'eterogeneità del substrato (Abbiati *et al.,* 1996). Da questi studi era emerso che, ad una profondità compresa tra i 18 ed i 35 m, le superfici verticali della falesia sommersa sono colonizzate prevalentemente da un popolamento algale sciafilo, mentre le volte degli anfratti sono dominate da poriferi, briozoi e celenterati. In questo lavoro, al fine di analizzare la variabilità spaziale e le dinamiche temporali della distribuzione dei briozoi del coralligeno di Calafuria, sono stati quantificati i ricoprimenti percentuali di 4 specie: *Adeonella calveti*, *Terminofrusta tenella*, *Schizomavella mamillata*, *Sertella* sp. In particolare, attraverso un disegno di campionamento multifattoriale (Fig. 1), è stata valutata l'abbondanza di queste specie: a) sui tratti di parete verticale ed all'interno delle volte degli anfratti; b) su due differenti scale spaziali, tra siti distanti centinaia di metri e tra aree distanti pochi metri; c) in un periodo di tempo di un anno, da aprile 1997 a marzo 1998.

## Materiali e metodi

La zona oggetto di studio sulla costa livornese si estende per circa 2 km tra il Castello del Boccale e la località Sassoscritto e presenta un fondale costituito da una

piattaforma di arenaria che raggiunge, ad una distanza di 200-250 m da terra, una batimetria di circa 40 m. In questo tratto di litorale sono stati individuati 10 siti di 10 metri di lunghezza ad una profondità compresa tra i 25 ed i 30 metri. Cinque siti sono stati assegnati a random al campionamento in anfratto ed i rimanenti cinque al campionamento in parete. All'interno di ogni sito sono state individuate con le tavole dei numeri casuali tre aree ed in esse sono state effettuate tre repliche fotografiche (311 $cm^2$) per ogni sito ed in ogni tempo. Il campionamento, effettuato tramite macrofotografia subacquea, è stato ripetuto in quattro periodi randomizzati nell'arco di un anno (aprile, giugno 1997; gennaio, marzo 1998) per un totale di 360 repliche. Dopo una verifica dell'omogeneità delle varianze attraverso il test di Cochran, la variabilità dei dati di ricoprimento percentuale è stata valutata con l'ANOVA.

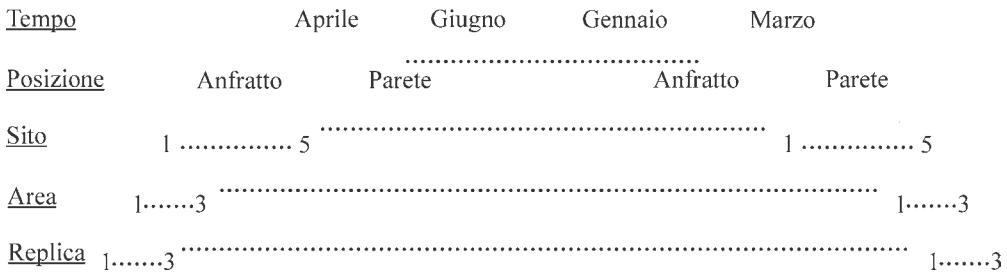



Fig. 1 - Disegno di campionamento: 1) Tempo: mesi nei quali è stato ripetuto il campionamento; 2) Posizione: habitat nei quali è stata quantificata l'abbondanza dei briozoi; 3) Sito: siti campionati nell'habitat di anfratto ed in quello di parete; 4) Area: aree campionate in ogni sito per ciascun habitat; 5) Replica: numero di repliche fotografiche effettuate in ogni area.

*Sampling design: 1) Time: sampling periods; 2) Position: analysed habitat; 3) Location: locations sampled in each habitat; 4) Site: sampled site in each location; 5) Replicate: photographic samples taken in each site.*

## Risultati

Nonostante i bassi valori di ricoprimento che raramente superano il 5%, le specie analizzate risultano costantemente presenti all'interno del coralligeno di Calafuria, contribuendo alla sua diversità e ricchezza specifica. Tutte le specie analizzate mostrano differenze di abbondanza tra le pareti verticali e gli anfratti. Le specie *Terminofrusta tenella* (Fig. 2), *Schizomavella mamillata* e *Sertella* sp. colonizzano prevalentemente gli anfratti, mentre *Adeonella calveti* presenta ricoprimenti maggiori sulle pareti verticali.

La distribuzione di *Schizomavella mamillata* risulta uniforme (Tab. 1) per entrambe le scale spaziali e nel tempo, mentre *Adeonella calveti* presenta abbondanze variabili sulla scala spaziale più piccola. In entrambi gli habitat i briozoi *Terminofrusta tenella* e *Sertella* sp. hanno percentuali di ricoprimento marcatamente inferiori a quelle delle altre due specie e complessi pattern di distribuzione nello spazio e nel tempo (interazioni significative tempo per sito e tempo per area in Tab. 1).

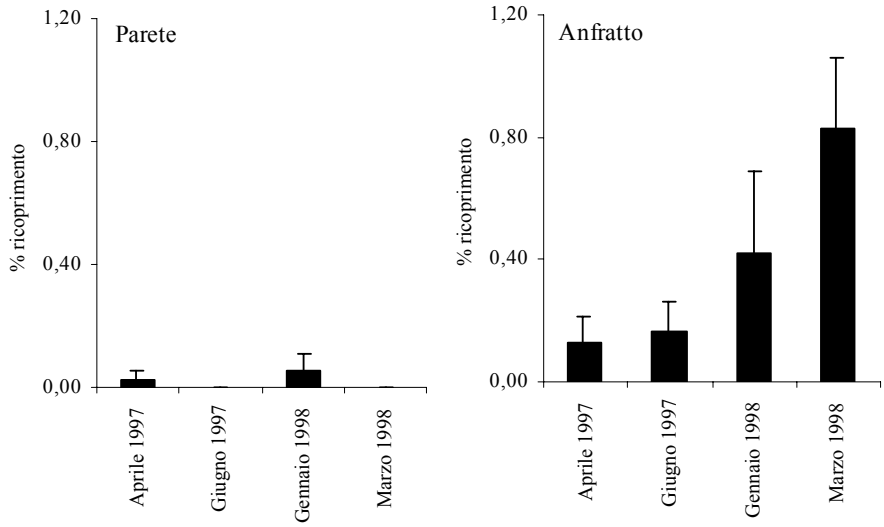



Fig. 2 - Ricoprimento percentuale del briozoo *Terminofrusta tenella* in parete ed anfratto nei quattro periodi di campionamento.

*Percentage cover in cliff and crevices in the four sampling periods of the bryozoan* Terminofrusta tenella.

Tab. 1 - Tabella riassuntiva dell'analisi gerarchizzata della varianza per gli effetti del Tempo (T= Apr., Giu. 1997, Gen., Mar. 1998), della posizione (P=anfratto e parete), del sito (S= 1,…,10) e dell'area (A= 1,2,3) sul ricoprimento percentuale di quattro specie di Briozoi rinvenute nel coralligeno livornese. Per la posizione non è stato possibile calcolare il valore di F a causa della mancanza di un denominatore appropriato.

*Effect of time (T=Apr., Jun. 1997, Jan., Mar. 1998), position (P=crevices and cliff), location (S= 1,…,10), and site (A=1,2,3) on the percent cover of four species of bryozoans in the coralligenous reef of Livorno. Estimates of F value for the "Habitat" was not calculated because it was not possible to find a suitable denominator for that factor.*

| | *Adeonella calveti* | *Terminofrusta tenella* | *Schizomavella mamillata* | *Sertella* sp. |
|---|---|---|---|---|
| *Tempo = T* | *NS* | *NS* | *NS* | *NS* |
| *Posizione = P* | - | - | - | - |
| *Sito = S(P)* | *NS* | *NS* | *NS* | *NS* |
| *Area = A(S(P))* | *** | *NS* | *NS* | *NS* |
| *T X P* | *NS* | *NS* | *NS* | *NS* |
| *T X S(P)* | *NS* | * | *NS* | *NS* |
| *T X A(SxP)* | *NS* | *NS* | *NS* | * |
| *Test di Cochran* | C = 0,075 | C = 0,43 | C = 0,05 | C = 0,238 |
| *Probabilità di C* | 0,05 <P< 0,01 | P < 0,01 | P > 0,05 | P < 0,01 |
| *Trasformazione* | *logaritmica* | - | *logaritmica* | - |
| | *P > 0,05 = NS* | *P < 0,05 = ** | *P < 0,01 = ** | *P < 0,001 = *** |

## Conclusioni

Sulla volta degli anfratti la componente a briozoi del popolamento risulta più sviluppata rispetto a quella che si osserva nell'ambiente di parete.
Gli ambienti di anfratto e di parete pur differendo nell'abbondanza relativa delle specie analizzate, hanno una composizione specifica analoga.
Gli organismi salvo rare eccezioni, sono distribuiti in maniera omogenea sulle due scale spaziali.

Le specie analizzate sono caratterizzate da accrescimenti relativamente lenti e cicli vitali lunghi e farebbero supporre una notevole stabilità temporale del popolamento sebbene questo studio abbia evidenziato delle dinamiche temporali apprezzabili per alcune specie.

### Bibliografia

ABBIATI M., VIRGILIO M., QUERCI J. (1996) - Spatial and temporal variability of species distribution on a sublittoral rocky cliff in the Ligurian Sea. *Soc. It. Ecol. Proceedings*, **17**: 337-340.

GILI J.M., ROS J.D. (1984) - Study and cartography of the benthic communities of Medes Island (NE Spain). *Marine Ecology*, **6** (3): 219-238.

PÉRÈS J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Rec Trav Staz. Mar. Endoume*, **31** (47): 1-137.

ROS J.D., ROMERO J., BALLESTEROS E., GILI J.M. (1985) - Diving in blue water. The benthos. In: R. Margalef (ed), *Western Mediterranean*, Pergamon Press, Oxford: 233-295.

SARÀ M., PULITZER-FINALI G. (1970) - Nuove vedute sulla classificazione dei fondi coralligeni. *Pubbl. Staz. Zool*. Napoli, **38**: 174-179.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 455-460

P. Panetta, F. Mastrototaro, A. Matarrese, S. Tanzarella, S. Dalessandro

Dipartimento di Zoologia, Università degli Studi di Bari, Via Orabona, 4 – 70125 Bari, Italia.

# COMUNITA' BENTONICHE DEI FONDI MOBILI DEI MARI DI TARANTO (MAR IONIO): I MOLLUSCHI

## *SOFT BOTTOM COMMUNITIES OF THE TARANTO SEAS (IONIAN SEA): MOLLUSCS*

***Abstract***

*The analysis of the distribution of benthic molluscs in the Taranto seas (Ionian Sea) allowed to recognize three different communities. The first is present in the Mar Piccolo basin; it is characterized by muddy-sand bottoms, dominated by the bivalve* Corbula gibba*. The second one is present along the coasts of Mar Grande basin and is characterized by muddy matte of* Posidonia oceanica *with the presence of species with a wide ecological niche, like the scafopod* Antalis inaequicostatus *and the bivalve Paphia aurea. The third community is present in the central area of Mar Grande basin, with a facies of the gastropod* Turritella communis *on terrigenous muddy bottom.*

***Key-words****: mollusca, Taranto seas, Ionian Sea, benthos.*

## Introduzione

Nell'ambito del progetto di ricerca SPICAMAR (Studio Pilota per la Caratterizzazione di Aree Marine A Rischio), affidato al CoNISMa dal MIUR, l'Unità di Ricerca dell'Università degli Studi di Bari ha svolto un'indagine quali-quantitativa mirata a definire le biocenosi dei fondi mobili dei mari di Taranto (Mar Piccolo e Mar Grande)

Il popolamento a molluschi presente nell'area di studio, già lungamente studiato (Panetta, 1976; 1977; 1980; 1981; Panetta e Dell'Angelo, 1975; Tursi *et al*., 1974), è stato scelto come descrittore efficace delle comunità bentoniche presenti, in quanto fortemente legato alla natura e alle caratteristiche del sedimento su cui si instaura (Gambi *et al*., 1982).

## Materiali e metodi

Nel giugno 2002 è stato effettuato un campionamento quantitativo mediante benna Van Veen (superficie di presa di circa 0,1 $m^2$ e volume di circa 0,02 $m^3$), in 62 stazioni distribuite nell'ambito dei Mari di Taranto (Fig. 1), per un totale di 186 bennate (62×3 repliche).

Gli organismi raccolti sono stati fissati in una soluzione di acqua di mare e formalina al 5% e portati in laboratorio per la loro successiva identificazione. La nomenclatura delle suddette specie è stata aggiornata secondo il nuovo catalogo SIM delle conchiglie marine del Mediterraneo (Chiarelli, 1999)

Per ogni stazione è stata altresì annotata, su base macroscopica, la tipologia di fondale su cui veniva effettuato il campionamento. I dati raccolti (medie delle abbondanze specifiche) per stazione, dopo trasformazione logaritmica (log(x+1)), sono stati raggruppati mediante cluster analysis, a partire da una matrice di similarità di Bray Curtis, utilizzando il software PRIMER 5 (Plymouth Routines In Multivariate

Ecological Research) (Clark e Warwick, 2001). I raggruppamenti di stazioni, evidenziati dalle cluster analysis, sono stati inoltre sottoposti al test di similarità inserito nella procedura ANOSIM del suddetto software (PRIMER 5). Dall'analisi sono state escluse le stazioni che presentavano un numero medio di esemplari inferiore o uguale a 2. Inoltre per ciascun raggruppamento sono state calcolate, le frequenze relative ($n_i/N$) per specie.

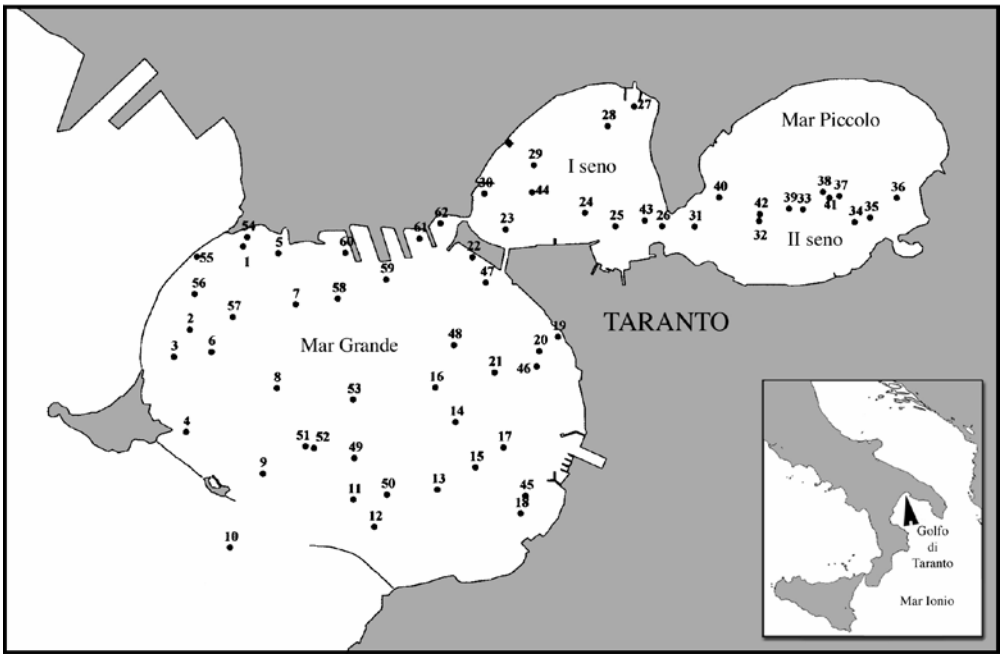



Fig. 1 - Area di studio (Mar Grande e Mar Piccolo), con indicazione delle stazioni di campionamento (giugno 2002).

*Map of the study area (Mar Grande and Mar Piccolo of Taranto), with indication of the sampling stations (June 2002).*

Infine sono stati calcolati, per ciascun raggruppamento di stazioni, gli indici di diversità specifica (H') (Shannon e Weaver, 1949) e di equitabilità o "evenness" (J) (Pielou, 1966), come media degli indici calcolati per le singole stazioni appartenenti a ciascun gruppo.

## Risultati

I molluschi rappresentano, all'interno dell'area studiata, un'importante componente faunistica, sia per numero totale di specie bentoniche rinvenute (38,34%) sia per numero di esemplari campionati (43,18%). In totale sono stati raccolti 1309 individui vivi appartenenti a 49 specie.

L'analisi dei clusters (Fig. 2) ha evidenziato la presenza di tre raggruppamenti principali: il primo (I), in cui si aggregano le stazioni di campionamento localizzate per lo più nei due seni del Mar Piccolo e appena al di fuori di tale area; il secondo (II), in cui si aggregano la maggior parte delle stazioni posizionate lungo i versanti nord occidentale ed orientale del Mar Grande; e il terzo (III), rappresentato dalle stazioni localizzate, per lo più, al centro del Mar Grande laddove è presente il cosiddetto "Canalone" in cui si raggiunge la profondità massima di –42 m. I tre raggruppamenti sono risultati significativamente differenti (global R = 0,834; p<0,001). In particolare, il raggruppamento III risulta maggiormente distinto dagli altri due, evidenziando un valore di R pari a 1 se confrontato con il gruppo I e pari a 0,85 se confrontato con il gruppo II (Pairwise test). Il confronto tra i raggruppamenti I e II ha mostrato un R pari a 0,75.

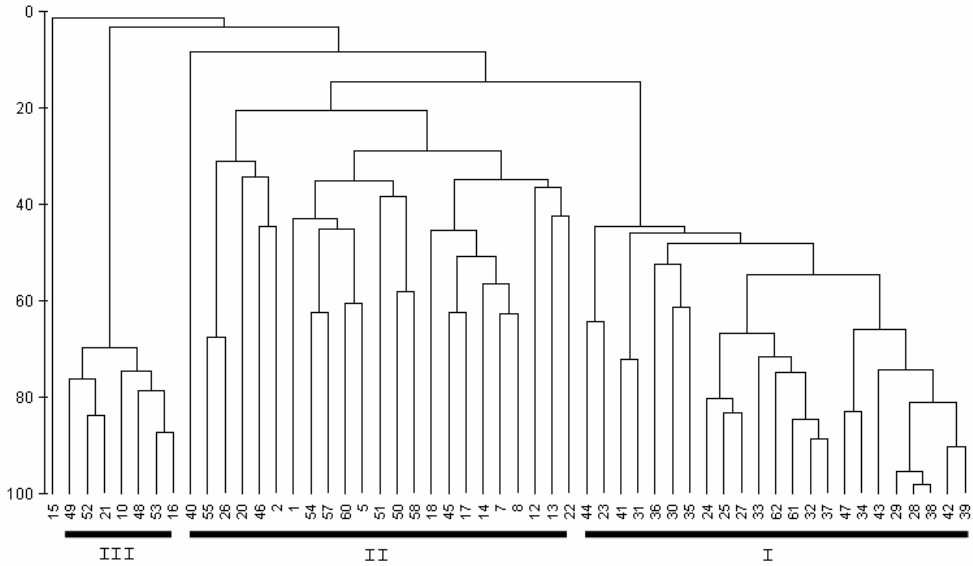



Fig. 2 - Dendrogramma delle stazioni di campionamento, con indicazione dei tre raggruppamenti principali (I, II, III) classificati mediante cluster analysis.

*Dendrogram of stations sampled by grab, with indication of the main clusters (I, II, III) identified by the cluster analysis.*

Le stazioni 15 e 40 non si aggregano nei 3 gruppi individuati in quanto caratterizzate dall'abbondanza di una sola specie *Bittium latreilli* e *Musculista senhousia* rispettivamente.

I valori medi degli indici H' e J, per il I e III raggruppamento di stazioni hanno evidenzito una ridotta diversità specifica ed una scarsa omogeneità, il II raggruppamento mostra dei valori medi degli indici più elevati (Tab. 2).

Tab. 1 - Dominanze quantitative (ni/N*100) delle specie di molluschi rinvenute nei tre raggruppamenti di stazioni evidenziati dalla cluster analysis (I, II e III).

*Quantitative dominances (ni/N*100) of the mollusc species sampled in the three groups of stations identified by the cluster analysis (I, II, III).*

| | ni/N (%) | | |
|---|---|---|---|
| **specie** | **I** | **II** | **III** |
| **POLYPLACOPHORA** | | | |
| *Ischnochiton rissoi* (Payraudeau, 1826) | | 0,24 | |
| **GASTROPODA** | | | |
| *Tricolia tenuis* (Michaud, 1829) | | 0,32 | |
| *Gibbula ardens* (Von Salis, 1793) | | 0,32 | |
| *Gibbula magus* (Linnè, 1758) | | 0,55 | |
| *Jujubinus striatus striatus* (Linnè, 1758) | | 0,24 | |
| *Cerithium vulgatum* Bruguière, 1792 | | 0,24 | |
| *Bittium reticulatum* (Da Costa, 1778) | | 2,61 | |
| *Turritella communis* Risso, 1826 | | | 87,05 |
| *Turritella turbona* Monterosato, 1877 | | 0,47 | |
| *Calyptraea chinensis* (Linnè, 1758) | | 1,26 | |
| *Natica stercusmuscarum* (Gmelin, 1791) | | 0,24 | |
| *Tectonatica filosa* (Philippi, 1845) | | | 1,44 |
| *Bolinus brandaris* (Linnè, 1758) | | 0,16 | |
| *Nassarius pygmaeus* (Lamarck, 1822) | | 0,47 | |
| *Haminoea navicula* (Da Costa, 1778) | 0,49 | | |
| *Bulla striata* Bruguière, 1792 | | 0,39 | |
| **BIVALVIA** | | | |
| *Solemya togata* (Poli, 1795) | | 0,24 | |
| *Nucula nucleus* (Linnè, 1758) | 0,49 | 7,35 | 2,16 |
| *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 | 0,87 | | |
| *Modiolus barbatus* (Linnè, 1758) | 0,83 | 9,40 | |
| *Modiolarca subpicta* (Cantraine, 1835) | 0,10 | 0,63 | |
| *Musculista senhousia* (Benson in Cantor, 1842) | 9,13 | | |
| *Chlamys varia* (Linnè, 1758) | | 0,24 | |
| *Chlamys glabra* (Linnè, 1758) | | 0,32 | |
| *Loripes lucinalis* (Lamarck, 1818) | 1,16 | 0,87 | 1,44 |
| *Anodontia fragilis* (Philippi, 1836) | | 0,32 | |
| *Glans trapezia* (Linnè, 1758) | | 0,16 | |
| *Venericardia antiquata* (Linnè, 1758) | | 3,87 | |
| *Acanthocardia paucicostata* (Sowerby G. B. II, 1841) | | 0,47 | |
| *Parvicardium exiguum* (Gmelin, 1791) | 0,29 | 0,63 | |
| *Plagiocardium papillosum* (Poli, 1795) | | 0,71 | |
| *Spisula subtruncatula* (Da Costa,1778) | | 0,24 | |
| *Tellina balaustina* (Linnè, 1758) | | 0,24 | |
| *Tellina distorta* Poli, 1791 | | 0,47 | |
| *Gastrana fragilis* (Linnè, 1767) | 0,19 | 0,95 | |
| *Abra alba* (Wood W., 1802) | 3,98 | 3,24 | |
| *Psammobia fervensis* (Gmelin, 1791) | | 0,16 | |
| *Azorinus chamasolen* (Da Costa, 1778) | | 0,47 | |
| *Pharus legumen* (Linnè, 1767) | | 0,16 | |
| *Venus verrucosa* Linnè, 1758 | 0,15 | 0,55 | |
| *Gouldia minima* (Montagu, 1803) | | 2,69 | |
| *Pitar rudis* (Poli, 1795) | 0,87 | 11,14 | |
| *Paphia aurea* (Gmelin, 1791) | 2,09 | 13,03 | |
| *Corbula gibba* (Olivi, 1792) | 77,90 | 7,66 | |
| **SCAPHOPODA** | | | |
| *Antalis inaequicostatum* Dautzenberg, 1891 | 1,46 | 25,59 | 7,91 |
| *Antalis vulgaris* Da Costa, 1778 | | 0,47 | |
| *Episiphon rubescens* (Deshayes, 1826) | | 0,24 | |

Tab. 2 - Media degli indici di diversità specifica (H') e di equitabilità (J), calcolati per le singole stazioni appartenenti ai gruppi (I, II, III) discriminati dalla cluster analysis.
*Mean of Shannon (H') and Evenness (J) indexes, calculated for the each stations belonging to three different groups (I, II, III) distinguished by cluster analysis.*

| | **H' ± dev. sta.** | **J ± dev. sta.** |
|---|---|---|
| **I** | 0,47±0,42 | 0,43±0,32 |
| **II** | 1,57±0,51 | 0,87±0,08 |
| **III** | 0,33±0,33 | 0,38±0,36 |

## Conclusioni

L'analisi della composizione specifica dei tre gruppi di stazioni ha permesso di evidenziare altrettanti popolamenti bentonici all'interno dell'area di studio. Il primo, evidenziato dal raggruppamento I, risulta caratterizzato da un fondale sabbio-fangoso in cui domina il bivalve *Corbula gibba* (77,9%). Questa specie, ad ampia valenza ecologica, ben si adatta ai fondali sabbio-fangosi e alle instabili condizioni presenti nell'area (periodica anossia estiva). In tale area, inoltre, è rilevante la presenza del bivalve alloctono *Musculista senhousia* (9,1%) (Tab. 1).

Il secondo popolamento, evidenziato dal raggruppamento II, è caratterizzato da un fondale a *matte* morta di *Posidonia* infangata, in cui risultano abbondanti specie misticole come *Antalis inaequicostatum* (25,6%) e *Nucula nucleus* (7,4%), specie ad ampia valenza ecologica come *Corbula gibba* (7,7%) e specie eurialine come *Paphia aurea* (13,0%). In tale area sono state altresì rinvenute specie tipiche delle biocenosi del Detritico Costiero come *Pitar rudis* (11,1%) e *Plagiocardium papillosum* (0,7%), nonchè delle praterie di *Posidonia oceanica* come *Modiolus barbatus* (9,4%) e *Venus verrucosa* (0,6%), a conferma della pregressa presenza di tali biocenosi in Mar Grande (Tursi *et al*., 1981).

Infine il terzo popolamento, evidenziato dal raggruppamento III, evidenzia una *facies* a *Turritella communis* (87,1%) caratteristica preferenziale delle biocenosi dei Fanghi Terrigeni Costieri (VTC) (Pérès e Picard, 1964), che in questa area risalgono sino a circa 20 m di profondità a causa della torbidità delle acque (Tab. 1).

I valori medi degli indici di diversità e di omogeneità calcolati per il primo e terzo popolamento a molluschi hanno evidenziato chiaramente la minore ricchezza in specie e l'abbondanza delle specie vasicole *C. gibba* e *T. communis* rispettivamente. Il popolamento a molluschi presente sulla *matte* infangata mostra valori degli indici più elevati rispetto alle precedenti; ciò è comunque imputabile alla natura del substrato (*matte* morta) in cui coesistono le caratteristiche dei fondi coerenti e dei fondi mobili (Bello *et al*., 1982; De Metrio *et al.,* 1980). I valori elevati di deviazione standard ottenuti sia per H' che per J, evidenziano, comunque, un'elevata variabilità anche all'interno delle stazioni appartenenti a ciascun gruppo. Tale variabilità potrebbe essere dovuta al fatto che tali aree sono soggette a un continuo e massiccio infangamento che ne pregiudicherebbe la colonizzazione da parte di una comunità stabile.

E' da segnalare, infine, il rinvenimento in Mar Piccolo della specie alloctona di origine asiatica *M. senhousia* che ha ormai invaso gran parte del bacino (Mastrototaro *et al*., 2003).

**Bibliografia**

BELLO G., MARANO G., VACCARELLA R. (1982) – Molluschi di *Matte* morta di *Posidonia oceanica* Délile del litorale barese (Basso Adriatico). *Quaderni Ist. Idrobiol. e Acquacolt. "G. Brunelli"*, **2** (3): 23-35.

CHIARELLI S. (1999) – Nuovo Catalogo delle conchiglie marine del Mediterraneo. Società Italiana di Malacologia. http://members.xoom.virgilio.it/biosophia/docs/mollusca/mollusca.htm

CLARK K.R., WARWICK R.M. (2001) – *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*, 2nd ed. PRIMER-E: Plymouth.

DE METRIO G., BELLO G., VACCARELLA R., TERIO E. (1980) - Malacofauna di *mattes* morte di *Posidonia*. *Atti Soc. Peloritana Sc. Fis. Mat. e Nat*., **26**: 3-8.

GAMBI M. C. FRESI E., GIANGRANDE A. (1982) – Descrittori efficaci di comunità bentoniche. *Naturalista sicil.*, S. 4, 6 (Suppl.), **3**: 489-497.

MASTROTOTARO F., MATARRESE A., D'ONGHIA G. (2003) - Occurence of *Musculista senhousia* (Mollusca, Bivalvia) in the Taranto seas (Eastern-Central Mediterranean Sea). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.,* **83**: 1279-1280.

PANETTA P. (1976) – Molluschi raccolti nella zona compresa tra Punta Rondinella e Chiatona (Golfo di Taranto) interessata dagli scarichi industriali dell'Italsider – campagna 1975. *Oebalia*, **2** (1): 131-151.

PANETTA P. (1977) – I Molluschi del litorale tra Chiatona e punta Rondinella (Taranto). *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Stor. Civ. Stor. Nat. Milano*, **118** (2): 25-264.

PANETTA P. (1980) – Importanza dei molluschi nella definizione delle biocenosi del Mar Grande di Taranto. *Mem. Biol. Marina e Oceanogr*., (Suppl.) **10**: 423-424.

PANETTA P. (1981) – I Molluschi del Mar Grande di Taranto (Campagna XI – 1977). *Quad. Lab. Tecnol. Pesca*, **3** (Suppl. 1): 577-586.

PANETTA P., DELL'ANGELO B. (1975). I Citri del Mar Piccolo di Taranto. Valenza ecologica dei molluschi. *Conchiglie*, **11** (3-4): 65-86.

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.

TURSI A., MATARRESE A., PISCITELLI G., GHERANDI M. (1981) – Biocenosi del Mar Grande di Taranto. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca Ancona*, **3** (1 Suppl.): 563-576.

TURSI A., PASTRORE M., PANETTA P. (1974) – Aspetti ecologici del Mar Piccolo di Taranto: Ascidie, Crostacei Decapodi e Molluschi. *Atti del IV Simposio Nazionale sulla Conservazione della Natura*, **2**: 93-117.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 461-464

M. Pansini, M. Marenco*

Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle Sue Risorse, Università di Genova,
Corso Europa, 26 - 16032 Genova, Italia.
*Lab. di Zoologia Marina, Dip. Biologia Animale, Università di Torino,
Via Accademia Albertina, 17 - 10123 Torino, Italia.

# ANALISI DEL POPOLAMENTO SUPERFICIALE DI PORIFERI IN TRE STAZIONI DELLA RIVIERA LIGURE DI LEVANTE: CONFRONTO CON DATI STORICI

## *ANALYSIS OF THE SHALLOW-WATER SPONGE COMMUNITY IN THREE LOCALITIES OF THE EASTERN LIGURIAN RIVIERA: A COMPARISON WITH HISTORICAL ACCOUNTS*

***Abstract***

*The shallow water sponge community of three localities along the eastern Ligurian coast has been studied in 2001, revisiting the same sites surveyed by Sarà in 1964. A comparison has been attempted. The total number of identified species is almost constant: 33 versus 35 (1964), with 36% (18) of species present in both the surveys. Differences have been recorded among the sites. Apart from a decrease of the oil pollution on the sea surface and sound biological indications of an increasing of the mean sea temperature, the environmental conditions did not change so much in 37 years. Some hypotheses based on: a) sampling advantages due to diving instead of snorkelling; b) environment induced variations; c) long term effects of sponge mass mortality events recorded several times within the studied area, are advanced to explain the recorded changes.*

***Key words:*** *sponges, conservation, historical account, environmental conditions, man-induced effects.*

## Introduzione

La conoscenza dei Poriferi del Mar Ligure è piuttosto approfondita, soprattutto in confronto ad altre zone del litorale italiano. Esistono non solo studi faunistici di base (Sarà, 1958; Pulitzer-Finali, 1983) ma anche lavori che tengono conto degli aspetti ecologici e distributivi del popolamento di Poriferi (Sarà, 1964; Pansini e Pronzato, 1990). Alcuni di questi studi, ed in particolare quello di Sarà (1964), rivestono un'importanza storica perché, riportando dati che risalgono a quasi quarant'anni fa, possono servire come termine di confronto per le indagini attuali. Il litorale ligure è una delle aree più antropizzate delle coste nazionali e la sua già elevata popolazione stanziale subisce notevolissimi incrementi stagionali, esercitando una costante pressione sull'ambiente marino costiero. Gli effetti di questa pressione sono rilevabili solo per alcuni fenomeni macroscopici: edilizia civile, costruzione di porti, discariche a mare incontrollate, che hanno causato danni gravi - anche se più o meno localizzati - al sistema litorale. Per anni, inoltre, è stato rilevante l'inquinamento superficiale da idrocarburi che oggi, salvo eventi catastrofici eccezionali, è sensibilmente contenuto dalle leggi in vigore. Questa ricerca si propone di valutare quali possano essere stati gli effetti degli inquinamenti, e dell'eventuale deterioramento delle condizioni ambientali, sui popolamenti di poriferi superficiali.

## Materiali e metodi

Utilizzando come riferimento storico i dati ottenuti da Sarà (1964), si è cercato di ripetere nel 2001, con modalità simili a quelle precedentemente utilizzate, salvo l'uso dell'A.R.A., i campionamenti qualitativi in tre stazioni della Riviera Ligure di Levante: Cala dell'Oro e Cala dell'Olivetta (Area Marina protetta di Portofino) e Grotta del Prete (Golfo Marconi, presso l'abitato di Zoagli).

## Risultati

Confrontando le serie di dati relativi al 1964 e al 2001, si può notare che il numero totale di specie rinvenute è quasi costante: 35 specie per il lavoro del 1964 e 33 specie per il presente studio, anche se cambia la composizione del popolamento. Considerando le famiglie d'appartenenza, si può notare come i rilevamenti abbiano portato allo stesso risultato quantitativo: 23 famiglie, di cui il 54% (13) è comune ad entrambi i lavori. Le specie comuni ai due rilevamenti, sulle 50 complessivamente identificate, sono 18, pari al 36% del totale.

I nuovi rinvenimenti sono 15: *Aaptos aaptos, Aplysilla rosea, Axinella damicornis, Batzella inops, Clathrina cerebrum, Cliona nigricans, Cliona viridis, Dictyonella incisa, Eurypon vescicularis, Jaspis johnstonii, Raspaciona aculeata, Reniera fulva, Spongia virgultosa, Spongosorites intricatus* e *Timea stellata*.

Le specie non più presenti nelle stazioni prese in esame sono 17: *Adocia varia, Chelonaplysilla noevus, Clathria toxistyla, Clathria toxivaria, Clathrina contorta, Clathrina rubra, Cliona copiosa, Cliona vastifica Haliclona cinerea, Hymedesmia castanea, Hymeniacidon sanguinea, Ircinia fasciculata, Ircinia oros, Leuconia aspera, Phorbas fictitius, Sycon raphanus*, *Triptolemus simplex.*

*Confronto tra i popolamenti di Poriferi per stazione*

Cala dell'Olivetta

Confrontando i dati del presente studio con quelli di Sarà (1964) si ottiene per questa stazione un identico numero di specie: 23. Tuttavia soltanto dodici specie (52%) sono comuni ai due rilevamenti.

I nuovi rinvenimenti sono 10: *Aplysilla sulfurea, Batzella inops, Chondrosia reniformis, Clathrina coriacea, Cliona viridis, Dictyonella incisa, Hemimycale columella, Jaspis johnstonii, Raspaciona aculeata, Timea stellata.*

Le specie non più presenti sono 8: *Chelonaplysilla noevus, Clathria toxistyla, Clathrina rubra, Haliclona cinerea, Hymedesmia castanea, Ircinia fasciculata, Ircinia oros, Triptolemus simplex.*

Cala dell'Oro

In questa stazione sono state rinvenute 23 specie nel presente lavoro e 19 nel lavoro di Sarà. Delle specie identificate soltanto 6 (27%) sono uguali al precedente studio.

Le specie non rinvenute prima sono 16: *Aaptos aaptos, Acanthella acuta, Agelas oroides, Axinella damicornis, Chondrosia reniformis, Clathrina cerebrum, Clathrina clathrus, Cliona nigricans, Eurypon vescicularis, Hymedesmia versicolor, Petrosia ficiformis, Phorbas tenacior, Reniera fulva, Spongia virgultosa, Spongosorites intricatus* e *Terpios fugax*.

Le specie non più presenti sono 10: *Adocia varia, Phorbas fictitius, Clathrina contorta, Clathrina rubra, Clathria toxivaria, Cliona vastifica, Hymeniacidon sanguinea, Ircinia fasciculata, Leuconia aspera, Sycon raphanus*.

Grotta del Prete

In questa stazione sono state rinvenute 14 specie nel presente lavoro e 6 nel lavoro di Sarà. Delle specie identificate soltanto 4 (28%) sono uguali al precedente studio.

Le specie non rinvenute in precedenza sono 9: *Ascandra falcata, Axinella damicornis*, *Clathrina cerebrum, Cliona celata, Ircinia variabilis, Petrosia ficiformis, Phorbas tenacior, Spirastrella cunctatrix* e *Terpios fugax*.

Le specie non più presenti sono *Haliclona cinerea* e *Ircinia oros*.

## Conclusioni

Le evidenti differenze riscontrate nella composizione del popolamento di Poriferi si possono attribuire a diversi fattori. La tecnica di campionamento ha sicuramente un'influenza, perché, pur operando nella stessa fascia batimetrica da 0 a 1 m, l'impiego dell'autorespiratore facilita l'osservazione e la raccolta. E' difficile, inoltre, spiegare come mai diverse specie ritrovate nel precedente studio non siano oggi più presenti. La diversità dell'operatore può avere il suo peso, perché molte di queste specie sono piccole, incrostanti, di tonalità molto vicine al rosso, per cui potrebbero essere state tralasciate nel campionamento qualitativo, confondendole con gli esemplari già raccolti. Per altre specie, ad esempio *Haliclona cinerea* ed *Ircinia fasciculata*, la posizione tassonomica è stata ridiscussa in questi anni, ed è pertanto quasi impossibile (in assenza del materiale originale) rinominare questi *taxa*. E' possibile, infine, che qualche specie non sia stata temporaneamente reperibile anche in conseguenza della moria dell'autunno 1999. Nell'area studiata, infatti, in seguito ad eventi di mortalità registrati negli anni '60 (dati non pubblicati), è stata accertata la scomparsa di specie cospicue e riconoscibili, ad esempio *Calyx nicaeensis* (Risso, 1826), che non sono più riuscite a ricolonizzare l'ambiente dove vivevano. E' probabile che altre specie meno evidenti abbiano subito lo stesso destino.

E' molto importante che a distanza di 38 anni dal primo rilevamento, in una zona tra le più antropizzate d'Italia e sottoposta ad una pressione notevole da parte degli utenti dell'ambiente marino (subacquei, diportisti), il numero di specie di un *taxon* abbondante e articolato dello zoobenthos sessile come i Poriferi non sia diminuito. Il fatto che sia mutato nella sua composizione è del tutto naturale, considerando anche le variazioni climatiche registrate negli ultimi anni, testimoniate da presenze termofile inequivocabili (barracuda, donzella pavonina, novellame di cernia) mai segnalate prima nell'area esaminata. Non esistono, né esistevano, fenomeni d'inquinamento di origine industriale ed è rimasto pressoché costante il numero della popolazione residente. Sono leggermente migliorate le condizioni di smaltimento a mare dei rifiuti urbani (condutture più lunghe ed efficienti), ma questo non è un dato determinante perché è noto che la sostanza organica costituisce una risorsa alimentare per i Poriferi. Un fattore che può aver contribuito a mantenere la biodiversità di questo *taxon* è, molto probabilmente, la diminuzione dell'inquinamento da idrocarburi, frutto delle nuove disposizioni sul traffico petrolifero e sul controllo della dispersione in mare di olii lubrificanti. Tale diminuzione non è facilmente quantificabile ma è testimoniata dalla pressochè completa scomparsa del catrame dalle spiagge della Riviera Ligure di levante e dal ritorno stagionale degli sciami di *Velella velella* che per molti anni erano stati assenti. Il benthos del sopra- e mediolitorale, considerando l'intensità del moto ondoso, è, infatti, esposto a questo tipo d'inquinamento.

Un altro fattore che può aver contribuito alla tutela di questo popolamento è l'istituzione dell'Area marina protetta di Portofino, che interessa due delle stazioni stu-

diate, e che ha portato ad un maggior controllo dei prelievi indiscriminati di materiale bentonico.

**Bibliografia**

PANSINI M., PRONZATO R. (1990) - Observations on the Dynamics of a Mediterranean Sponge Community. In: Rützler K., Macintyre V.V., Smith K. (eds), *New Perspectives in Sponge Biology,* Third International Conference on the Biology of Sponges, Smithsonian Inst. Press, Washington D.C.: 404-415.

PULITZER-FINALI G. (1983) - A collection of Mediterranean Demospongiae (Porifera) with, in appendix, a list of the Demospongiae hitherto recorded from the Mediterranean Sea. *Ann. Mus. Civ. Stor. Nat. Genova,* **84**: 445-621.

SARÀ' M. (1958) - Contributo alla conoscenza dei Poriferi del Mar Ligure. *Ann. Mus. Civ. Stor. Nat. Genova,* **70**: 207-244.

SARÀ' M. (1964) - Distribuzione ed ecologia dei Poriferi in acque superficiali della Riviera ligure di Levante. *Arch. Zool. Ital.,* **49**: 181-248.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 465-467

A. Profeta, A. Bonanno, S. Giacobbe, A. Manganaro, A. Potoschi Jr, N. Spanò, C. Triscari

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università degli Studi di Messina,
Salita Sperone, 31 - 98166 Messina, Italia.
spano@unime.it

# DIFFUSIONE DI MACROFITE ALLOCTONE NELLO STRETTO DI MESSINA: IL CASO DI *CAULERPA TAXIFOLIA* (VAHL) C. AGARDH, *CAULERPA RACEMOSA* (FORSSKÅL) J. AGARDH, *HALOPHILA STIPULACEA* (FORSSKÅL) ASCHERSON

## *SPREADING OF INTRODUCED MACROPHYTES IN THE STRAITS OF MESSINA*

***Abstract***

*The spreading of some introduced species, algae and phanaerogams, in the Straits of Messina is described. It is put in evidence as the first record of such species concerns exclusively a restricted area of the sicilian coasts. An important role of the Straits of Messina in favouring the spreading of introduced species through the eastern and western Mediterranean basins, is here suggested.*

***Key-words:*** *benthos, introduced species, algae, biodiversity, marine phanerogam.*

## Introduzione

Il problema della diffusione di specie alloctone nel Mediterraneo, enfatizzato dal crescente numero di segnalazioni, sembra implicare una stretta connessione con un possibile cambiamento climatico globale (Morri e Bianchi, 2001). In quest'ottica, nell'ambito del progetto "Anomalie biotiche ed abiotiche nello Stretto di Messina", è stata monitorata la diffusione di macrofite alloctone, con particolare riguardo alla specie invasiva *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh, per il suo potenziale impatto sugli ecosistemi costieri (Boudouresque *et al.*, 1995). Lo Stretto di Messina infatti, rappresenta una via privilegiata nella diffusione, in entrambi i sensi, di organismi fra i bacini occidentale ed orientale del Mediterraneo. Al tempo stesso, l'area dello Stretto si configura come luogo elettivo di convergenza di elementi faunistici e floristici diversi, che nel tempo hanno avuto la possibilità di riarrangiare la propria nicchia ecologica, dando luogo ad un ecosistema del tutto peculiare (Giacobbe, 2001).

## Materiali e metodi

Indagini sistematiche, condotte a partire dal 2001, hanno interessato entrambi i versanti dello Stretto di Messina e le sue immediate adiacenze (aree settentrionali e coste ioniche della Calabria e della Sicilia). Annualmente, sono stati effettuati surveys preliminari lungo tutta la fascia batimetrica compresa tra la superficie e i 15 m di profondità (a volte anche fino a –30 m). Con cadenza stagionale sono state effettuate osservazioni dirette e riprese con telecamera in 20 siti considerati rappresentativi dell'intera area. In due stazioni della costa siciliana ed una della costa calabra le indagini hanno avuto cadenza mensile. Nel corso delle immersioni sono stati raccolti campioni qualitativi di fitobenthos, conservati in acqua marina refrigerata e, successivamente in formalina 3,7-4% a temperatura costante di 5 °C, ai fini della determinazione.

La posizione dei transetti e delle stazioni di rilevamento e di raccolta è stata fissata mediante sistema GPS.

## Risultati

A partire dal 1999 è stato evidenziato un progressivo ampliamento dell'areale occupato da *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh, in direzione Nord lungo le coste tirreniche sia siciliane sia calabresi e, successivamente, lungo le coste meridionali dello Stretto (Fig. 1). La scansione temporale dei successivi insediamenti è coerente con l'andamento delle correnti superficiali nell'area dello Stretto (Mosetti, 1995). Insieme all'ampliamento dell'areale si è osservato un diradamento delle praterie, a partire dal nucleo originario, particolarmente evidente nei tratti di fondo mobile a minore granulometria. Nello stesso sito da cui *Caulerpa taxifolia* ha iniziato a diffondersi (costa siciliana: località "canalone"), sono state successivamente rinvenute *Asparagopsis taxiformis* (Delile) Trevisan, segnalata solo di recente in Sicilia e l'alloctona *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh entrambe distribuite lungo un gradiente batimetrico delimitato superiormente da popolamenti a *Laurencia obtusa* (Hudson) J.V. Lamouroux.

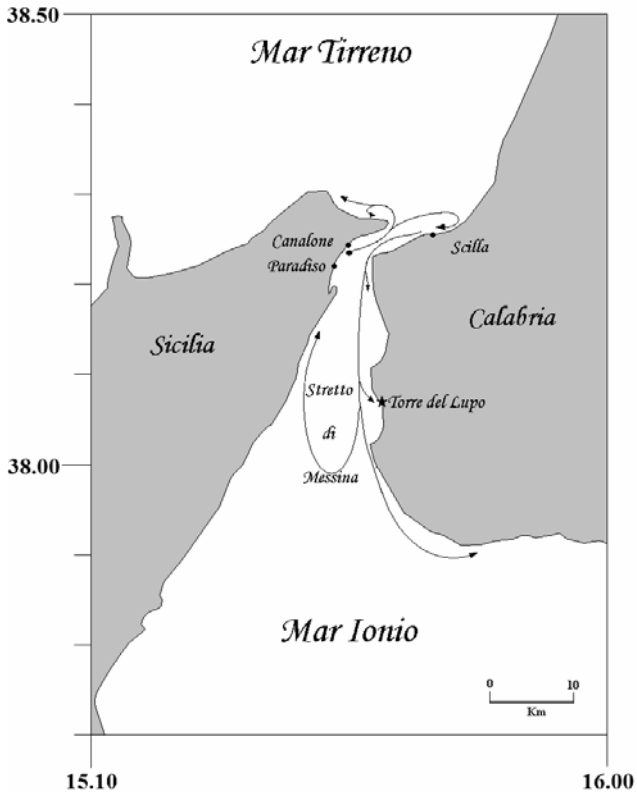



Fig. 1 - Progressiva diffusione di *Caulerpa taxifolia*, dal 1999 al 2003.
*Spreading of* Caulerpa taxifolia *from 1999 to 2003.*

A differenza di *Caulerpa taxifolia*, *Caulerpa racemosa* ha inizialmente colonizzato fondi duri a bassa profondità (0,5-1 m), e tende adesso ad espandersi sugli adiacenti fondi mobili. *Asparagopsis taxiformis* forma estese praterie miste con *Caulerpa taxifolia*, prevalentemente fra gli 8 e i 12 m di profondità.

*Halophila stipulacea* (Forsskål) Ascherson, rinvenuta nel 1999 nello stagno salmastro di Ganzirri, è attualmente localizzata solo nella costa calabra, in località "Torre del Lupo" (Reggio Calabria), dove costituisce una prateria mista a *Caulerpa taxifolia, Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson e *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile. Le diverse specie vegetali si trovano spesso insieme, con differente ricoprimento specifico alle differenti batimetrie. Alle basse profondità (5-10 m) prevalgono *Halophila stipulacea* e *Cymodocea nodosa*, mentre intorno ai 25-30 m di profondità prevale *Caulerpa taxifolia*. *Posidonia oceanica*, invece, è presente solo a quote intermedie (10-15 m), con disposizione a mosaico, presentando tutte le caratteristiche di una formazione relitta.

## Conclusioni

Lo Stretto di Messina è attualmente sottoposto ad una rapida ed appariscente colonizzazione da parte di specie vegetali alloctone, la cui diffusione spazio-temporale, a partire da un ben preciso punto della costa siciliana, sembra seguire uno schema costante. La successiva espansione di tali specie nei bacini limitrofi suggerisce la necessità di approfondire il ruolo dello Stretto di Messina nei meccanismi di diffusione delle specie introdotte e, più in generale, nella biogeografia del Mediterraneo.

### Bibliografia

BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., RIBERA M.A., BALLESTEROS E. (1995) – Spread of the green alga *Caulerpa taxifolia* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean: possible consequences of a major ecological event. *Sci. Mar.,* **59** (Suppl. 1): 21-29.

GIACOBBE S. (2001) – Distribuzione areale e batimetrica della facies a *Errina aspera* L. (Hydrozoa, Stylasteridae) nello Stretto di Messina. *Biol. Mar. Medit.,* **8** (1): 246-251.

MORRI C., BIANCHI C.N. (2001) – Recent changes in biodiversity in the Ligurian Sea (NW Mediterranean): is there a climatic forcing? In: Faranda F., Guglielmo L., Spezie G. (eds), *Structures and processes in the Mediterranean ecosystems,* Springer Verlag, Italia: **49**: 375-384.

MOSETTI F. (1995) – Tidal and other currents in the Straits of Messina. In: Guglielmo L., Manganaro A., De Domenico E. (eds), *The Straits of Messina ecosystem. Present knowledge for an eco-hydrodynamical approach*, Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università degli Studi di Messina: 13-30.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 468-472

I. Rossetti, P. Sartor[1], B. Francesconi, M. Mori[2]

APLYSIA p.s.c.r.l., Via delle Viole, 1 - 57124 Livorno, Italy.
aplysia1@libero.it
[1]CIBM, Livorno, Italy.
[2]Dip.Te.Ris., Università di Genova, Italy.

# MORPHOMETRIC ASPECTS OF *MEDORIPPE LANATA* (L., 1767) (BRACHYURA, DORIPPIDAE) IN THE EASTERN LIGURIAN SEA

## *ASPETTI MORFOMETRICI DI* MEDORIPPE LANATA *(L., 1767) (BRACHYURA, DORIPPIDAE) NEL MAR LIGURE ORIENTALE*

***Abstract***

*Morphometric aspects of* Medorippe lanata *(Brachyura, Dorippidae) were studied monthly in 2001 in the eastern Ligurian Sea, analysing 1364 specimens, 639 males and 725 females. Size-structure (carapace length) and carapace relative growth were studied for each sex. For males, the relationship chela palm width vs. carapace length was best described by a linear regression for the left appendage, while a "piece wise" regression was the best model for the right one. This difference reflects a change from homochelid to heterochelid state during the life span of males.*

***Key-words****: Crustaceans, morphometry, Ligurian Sea.*

## Introduction

The hairy crab *Medorippe lanata* (L., 1767) is a benthic species distributed on the soft bottoms of the Mediterranean continental shelf, with the greatest abundance between 20 and 80 m depth (Zariquiey Alvarez, 1968). This species, often occurring in the catches of trawling (Biagi *et al.,* 2002), is without commercial interest and it is habitually discarded (Carbonell *et al.,* 1997; Fabi and Sartor, 2002).

Distribution, reproductive biology and growth of *M. lanata* in the Ligurian Sea has been object of previous studies (Mori, 1986; Rossetti *et al*., in press). The aim of the present paper is the description of some morphometric aspects, in particular carapace and chelae relative growth.

## Materials and methods

Samples of *M. lanata* were collected monthly during 2001, as part of a research on "rapido" trawl fishery (Fabi and Sartor, 2002). Data came from 91 commercial hauls, performed by a trawler of the Viareggio fleet between 20 and 60 m depth. The following measures were taken, with a precision calliper, from each specimen caught after the determination of sex: carapace length (CL), carapace width (CW) to 0.1 mm and, for the males only, the width of the right and left chela palm (RCPW and LCPW). The size (CL) frequency distributions of each sex were compared using the non parametric statistic test of Kolmogorov-Smirnov (Siegel, 1956). Differences between right and left mean chela palm width were tested with the Student *t*-test. The same test was utilised to evaluate the differences of the estimated coefficients (*b*) of the following linear regressions (Ricker, 1973): CW *vs.* CL for males and females; CPW *vs.* CL for homochelid and heterochelid males.

## Results

A total of 1364 specimens was studied (639 males, 9-29 mm CL; 725 females, 10-29 mm CL). The size (CL) frequency distributions of the two sexes (Fig. 1), compared with the Kolomogorov-Smirnov test, were statistically different (D=0.331; Chi-square=22.139; p<0.001). Also the comparison of the *b* coefficients of the linear regressions CW *vs*. CL showed significant differences between males and females (Fig. 2; Tab. 1a).

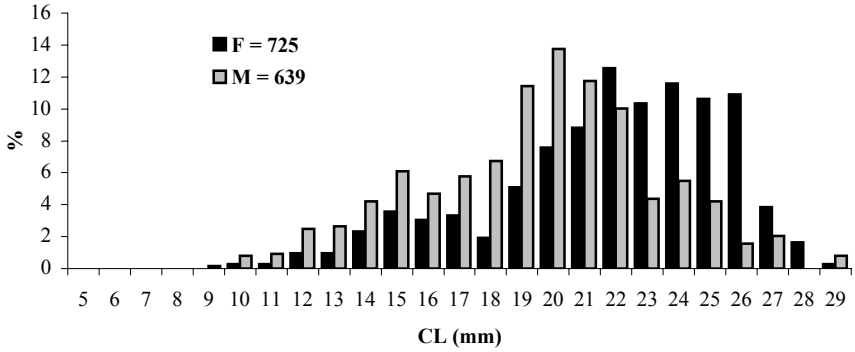



Fig. 1 - Size frequency distribution (CL) of males (grey) and females (black) of *M. lanata*.
*Distribuzione di frequenza di taglia (CL) in maschi (grigio) e femmine (nero) di* M. lanata.

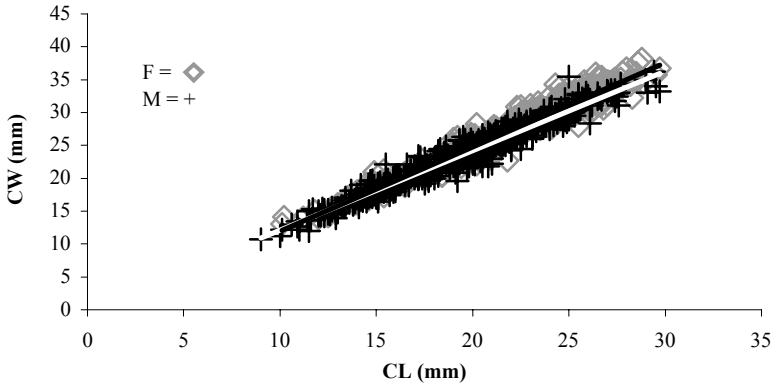



Fig. 2 - Linear regression between carapace width and carapace length (CW *vs.* CL) for males (M) and females (F) of *M. lanata*.
*Regressione lineare tra ampiezza e lunghezza del carapace (CW vs. CL) in maschi (M) e femmine (F) di* M. lanata.

As concerns males, two different typologies were macroscopically recognised, according to the size of chelae: homochelid males (males type I, right and left chela palm of similar size) and heterochelid males (males type II, right chela palm notably bigger than the left one). These aspects were confirmed by the Student's *t*-test between right and left chela palm mean widths; not significant difference emerged for the males type I ($t$=1.371; n.s.), while, for the males type II, the right chela palm was significantly larger than the left one ($t$=13.400; $p<0.001$).

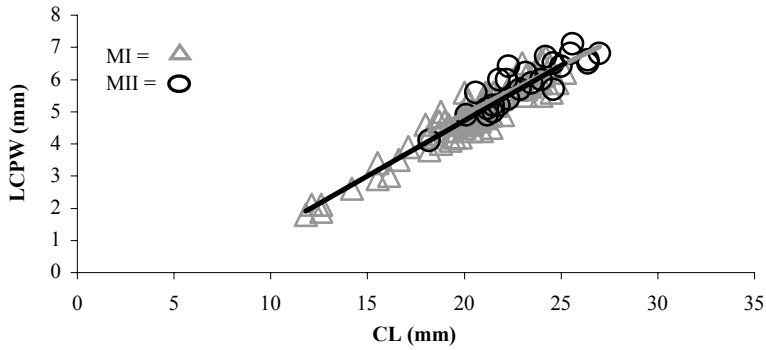



Fig. 3 - Linear regression between left chela palm width and carapace length (LCPW *vs.* CL) for males type I (MI) and males type II (MII) of *M. lanata*.
*Regressione lineare tra ampiezza del propodio sinistro e lunghezza del carapace (LCPW vs. CL) in maschi di tipo I (MI) e maschi di tipo II (MII) di* M. lanata.

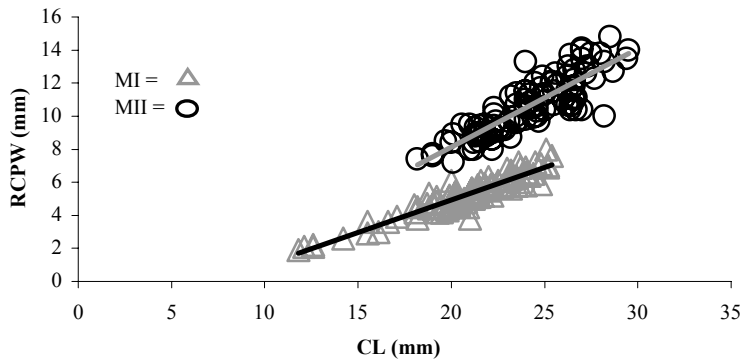



Fig. 4 - Linear regression between right chela palm width and carapace length (RCPW vs. CL) for males type I (MI) and males type II (MII) of *M. lanata*.
*Regressione lineare tra ampiezza del propodio destro e lunghezza del carapace (RCPW* vs. *CL) in maschi di tipo I (MI) e maschi di tipo II (MII) di* M. lanata.

Right and left chela palms also showed a different growth in function of the growth of carapace. The relationship between LCPW and carapace length is linear

(Fig. 3), while in the case of RCPW it follows a "piece wise" model, with a clear discontinuity producing two regression lines (males of type I and males of type II, Fig. 4). This discontinuity, the "breakpoint" of the piece wise linear regression, occurs around a given carapace length, corresponding to 22.9 mm CL. The comparison of the *b* coefficients of the relationship LCPW *vs.* CL for homochelid and heterochelid males revealed not statistically significant differences (Tab. 1b), confirming a growth without discontinuities of the left chela palm width; on the contrary, as concerns RCPW *vs.* CL, the *b* coefficient of homochelid males was significantly different than that of heterochelid ones (Tab. 1c).

Tab. 1 - a: Parameters of the linear regressions CW *vs.* CL for males (M) and females (F) of *M. lanata*.
b: Parameters of the linear regressions LCPW *vs.* CL for males type I (MI) and males type II (MII) of *M. lanata*.
c: Parameters of the linear regressions RCPW *vs.* CL for males type I (MI) and males type II (MII) of *M. lanata.*
(N = number of specimens; SE = standard error; r = correlation coefficient; *a* = intercept; *b* = slope; *t*-test = Student's test for the comparison of the *b* coefficient; n.s. = not significant).

*a: Parametri della regressione lineare CW vs. CL in maschi (M) e femmine (F) di* M. lanata.
*b: Parametri della regressione lineare LCPW vs. CL in maschi di tipo I (MI) e maschi di tipo II (MII) di* M. lanata.
*c: Parametri della regressione lineare RCPW vs. CL in maschi di tipo I (MI) e maschi di tipo II (MII) di* M. lanata.
*(N = numero di individui, SE = errore standard; r = coefficiente di correlazione; a = intercetta; b = pendenza; t-test = Test di Student per il confronto dei coefficienti b; n.s. = non significativo).*

| a | N | mean CL | SE (mean CL) | mean CW | SE (mean CW) | r | a | *b* | SE (*b*) | *t* - test |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| M | 639 | 19.87 | 0.15 | 24.05 | 0.18 | 0.958 | 0.086 | 1.206 | 0.010 | 5.541 |
| F | 725 | 22.32 | 0.14 | 27.75 | 0.18 | 0.959 | -0.906 | 1.284 | 0.010 | (p<0.001) |

| b | N | mean CL | SE (mean CL) | mean LCPW | SE (mean LCPW) | r | a | *b* | SE (*b*) | *t* - test |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| MI | 84 | 20.46 | 0.31 | 4.88 | 0.11 | 0.897 | -2.130 | 0.342 | 0.013 | 1.248 |
| MII | 25 | 23.10 | 0.44 | 5.87 | 0.15 | 0.765 | -1.038 | 0.299 | 0.035 | (n.s.) |

| c | N | mean CL | SE (mean CL) | mean RCPW | SE (mean RCPW) | r | a | *b* | SE (*b*) | *t* - test |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| MI | 98 | 20.86 | 0.29 | 5.26 | 0.12 | 0.878 | -2.194 | 0.392 | 0.015 | 5.315 |
| MII | 101 | 24.17 | 0.25 | 10.61 | 0.18 | 0.731 | -3.751 | 0.594 | 0.036 | (p<0.001) |

## Conclusions

Morphological variations of the size of chelae have been already documented for other brachyuran species (Hartnoll, 1974; Muiño *et al.*, 1999; Ungaro *et al.,* 2001, among others). These variations were mostly related to the change from juvenile to adult phase (Hartnoll, 1974). A larger chela plays a part in courtship, displaying and combat of the adult males (Hartnoll, 1982) and, therefore, could be an indirect index

of sexual maturity. Thus, the size corresponding to the "breakpoint" could be utilised as an estimation of the "morphometric" maturity. This parameter could be useful for a better identification of the functional maturity size. As a matter of fact, for many brachyuran species gonad maturity does not necessarily reflect morphometric maturity, meaning that the criteria based on gonad development are not always sufficient to identify the size at which functional maturity (morphometric and physiological ability to copulate) is reached (Hartnoll, 1974; Conan and Comeau, 1986).

**References**

BIAGI F., SARTOR P., ARDIZZONE G.D., BELCARI P., BELLUSCIO A., SERENA F. (2002) - Analysis of demersal assemblages off the Tuscany and Latium coasts (NW Mediterranean). *Sci. Mar*., **66** (2): 233-242.

CARBONELL A., DE RANIERI S., MARTIN P. (1997) - Discards of the western Mediterranean trawl fleets. EU Final Report. Contract n. DG XIV- Med 94/027: 127 pp.

CONAN G.Y, COMEAU M. (1986) – Functional maturity and terminal moult of male snow crab, *Chionectes opilio*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*., **43**: 1710-1719.

FABI G., SARTOR P. (2002) - Study on the mixed-species of the "rapido" trawl fishery along the Italian coasts. EU Final Report. Contract n. 99/051: 124 pp + CIX Annexes.

HARTNOLL R.G. (1974) - Variation in growth pattern between some secondary characters in crab Decapoda, Brachyura. *Crustaceana*, **27**: 131-136.

HARTNOLL R.G. (1982) - *Growth*. In: Abele L.G. (ed), *The biology of Crustacea 2. Embryology, morphology and genetics*. Academic Press, London: 111-196.

MORI M. (1986) - Observations on the biology of *Medorippe lanata* (Linnaeus) (Crustacea: Decapoda: Dorippidae) in the Gulf of Genoa (Mediterranean Sea). *Oebalia*, **13**: 77-87.

MUIÑO R., FERNÁNDEZ L., GONZALES-GURRIARAN E., FREIRE J., VILAR J.A. (1999) – Size at maturity of *Liocarcinus depurator* (Brachyura: Portunidae): a reproductive and morphometric study. *J. Mar. Biol. Ass. U.K*., **79**: 295-303.

RICKER W.E. (1973) – Linear regression in fishery research. *J. Fish. Res. Bd. Can*., **30**: 409-434.

ROSSETTI I., SARTOR P., FRANCESCONI B., MORI M., BELCARI P. - Biological aspects of *Medorippe lanata* (L., 1767) (Brachyura, Dorippidae) from the eastern Ligurian Sea (western Mediterranean). *Hydrobiologia*, (in press).

SIEGEL S. (1956) – *Non parametric statistics for behavioural sciences*. Mc Graw-Hill., New York.

UNGARO N., VLORA A., CERIOLA L. (2001) – Aspetti morfometrici di *Goneplax rhomboides* (Linnaeus, 1758) (Brachyura, Goneplacidae) nel bacino Adriatico Meridionale. *Biol. Mar. Medit*., **8** (2): 641-644.

ZARIQUIEY ALVAREZ R. (1968) - Crustáceos decápodos ibéricos. *Inv. Pesq*., **32**: 1-510.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 473-477

G.F. Russo, D. Scuderi*, F. Di Stefano

Istituto di Meteorologia e Oceanografia, Università di Napoli "Parthenope",
Via De Gasperi, 5 - 80133 Napoli, Italia.
*Dipartimento di Biologia Animale, Università di Catania, Catania, Italia.

# IL POPOLAMENTO A MOLLUSCHI DI SUBSTRATO DURO DELL'ISOLA LACHEA (AREA MARINA PROTETTA "ISOLE CICLOPI", CATANIA)

## *MOLLUSCS ASSOCIATIONS FROM HARD BOTTOMS OF THE ISLAND LACHEA (MARINE PROTECTED AREA "ISOLE CICLOPI", CATANIA)*

***Abstract***

*A rich association of molluscs (10692 individuals, belonging to 209 species) was sampled on hard bottoms around the small island Lachea (Catania, Sicily), along three differently exposed transects, from –2 m to –32 m depth. Abundance and species richness decreased with exposure and showed the highest values in the intermediate level of the transects. From the structural analysis of the associations, by classification methods, a clear depth-related pattern and well marked differences between exposed and sheltered sites resulted.*

***Key-words:*** *marine molluscs, community composition, structural analysis, marine parks, Ionian Sea.*

## Introduzione

L'isola Lachea, con un'estensione di circa 1,5 ha ed una lunghezza di circa 150 m, è la maggiore delle "Isole Ciclopi", riserva marina dal dicembre del 1989. L'intero perimetro dell'isola è incluso nella "zona A" (di protezione integrale) della riserva ed è costituito da substrati rocciosi basaltici degradanti su fondi mobili, siti a circa 8-10 m di profondità, lungo il versante occidentale e meridionale, e a circa 35-40 m di profondità, lungo il versante settentrionale ed orientale. Tali fondi duri sono caratterizzati da dense coperture algali particolarmente ricche di specie (Giaccone e Pizzuto, 2001).

Per quanto riguarda lo zoobenthos, sebbene i fondali circostanti l'isola siano stati sito storico di ritrovamenti faunistici di particolare interesse, dopo una prima nota di Fassari e Mollica (1989) sulla componente a Molluschi e Policheti, è mancato uno studio organico ed aggiornato dei popolamenti. Per ovviare a ciò, nel 2000 è iniziato un piano di campionamento a cadenza stagionale del popolamento zoobentonico presente sui substrati duri intorno all'isola Lachea ed il presente lavoro costituisce una prima analisi complessiva della malacofauna.

## Materiali e metodi

Intorno all'isola sono stati fissati tre transetti costa-largo, a esposizione crescente (A < B < C), lungo i quali il popolamento zoobentonico è stato campionato a cinque profondità (2, 6, 12, 20, 32 m), nell'estate del 2000 (Fig. 1). Nel transetto A sono state campionate solo le due quote più superficiali per mancanza di substrato duro alle altre quote.

Per il prelievo dei campioni, in immersione con ARA, è stata utilizzata la tecnica quantitativa della "sorbonata iniziale – grattaggio – sorbonata finale", in quadrati di

30 cm di lato; questa tecnica consente un campionamento più efficace, poiché tiene conto della stratificazione del popolamento malacologico nell'ambito della copertura algale e del substrato solido d'impianto (Chemello e Russo, 1998). Per ciascuna profondità sono state effettuate due repliche (*a* e *b*).

L'analisi descrittiva del popolamento è stata eseguita calcolando l'andamento dei valori di abbondanza (A) e di ricchezza specifica (RS) lungo i transetti. Per l'analisi strutturale è stata utilizzata una classificazione gerarchica agglomerativa (algoritmo di similarità di Bray-Curtis e legame medio), cumulando le due repliche per profondità.

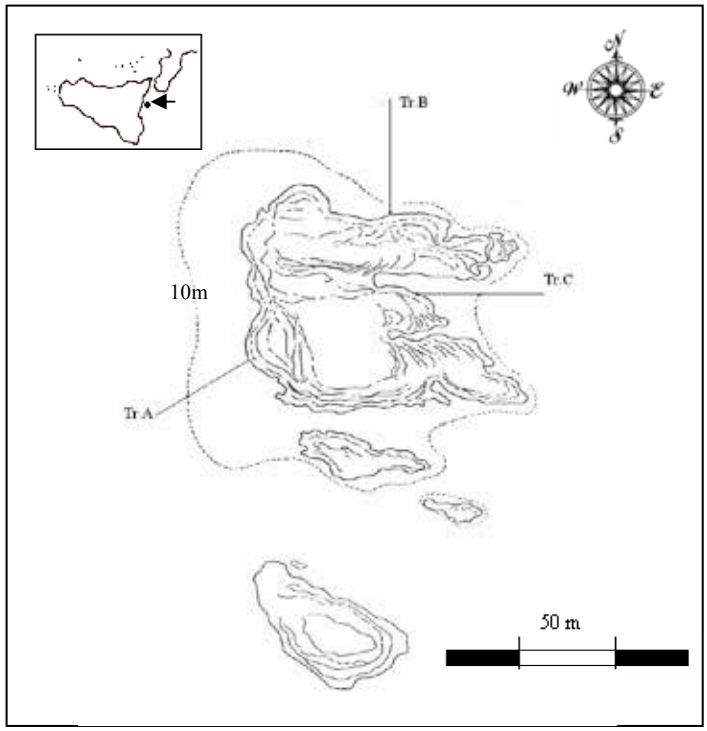
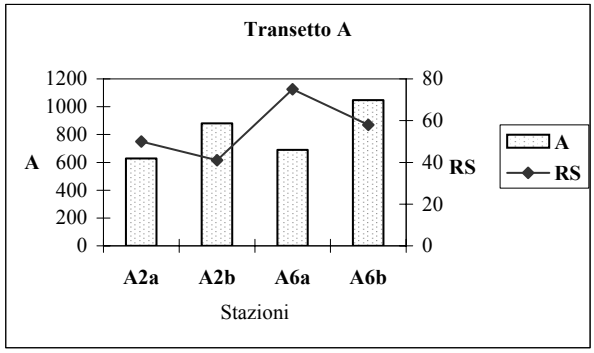
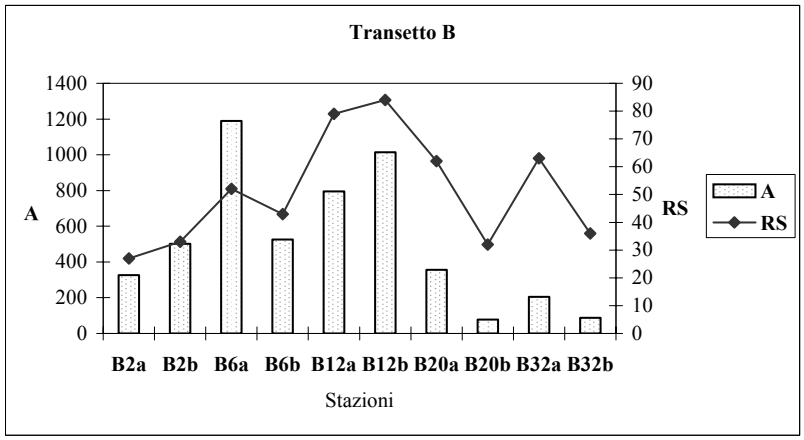



Fig. 1 - L'isola Lachea con l'ubicazione dei transetti di campionamento.
*The island Lachea and the location of the sampling transects.*

## Risultati

Sono stati rinvenuti complessivamente 10.692 individui, appartenenti a 209 specie di 68 famiglie e 3 classi (Poliplacofori, Gasteropodi e Bivalvi), valori tutti particolarmente elevati, considerando la limitatezza dell'area campionata. Peraltro, sono state rinvenute numerose specie di notevole interesse, sia perché non indigene, come *Brachidontes pharaonis*, sia perché considerate rare e dalla biologia ed ecologia poco conosciute, come *Lepidochitona monterosatoi*, *Granulina boucheti*, *Alvania aeoliae*, *Tricolia tingitana* (Scuderi e Russo, 2003; Scuderi *et al.*, in stampa).



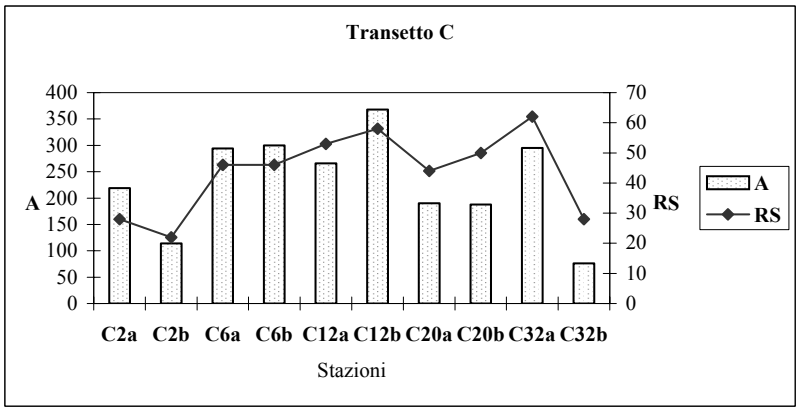




Fig. 2 - Andamento con la profondità della ricchezza specifica (RS) e dell'abbondanza (A) lungo i transetti: A, B e C (le due repliche, *a* e *b*, sono considerate separatamente).

*Depth-related patterns of species richness (RS) and abundance (A) along the transects: A, B and C (the two replicates, a and b, are separately taken into account).*

Come è prevedibile per i fondi duri a densa copertura vegetale, i Gasteropodi hanno rappresentato la classe di gran lunga più dominante sia in termini quantitativi che qualitativi (DI=86%; DQ=76%), ma in questo caso è da rilevare anche il notevole contributo, soprattutto qualitativo, sia dei Bivalvi (DI=13%; DQ=20%) che dei Poliplacofori (DI=1%; DQ=4%).

Dal confronto tra i diversi transetti si rileva una complessiva diminuzione dei valori dei parametri sinecologici di base (abbondanza e ricchezza specifica) dal transetto meno esposto (A) a quello più esposto (C), da cui si evince come la moda battuta sia un fattore di selezione quali-quantitativa del popolamento malacologico (Fig. 2). Tuttavia, l'andamento di tali parametri lungo i transetti è risultato sostanzialmente simile, con valori che aumentano procedendo dal livello più superficiale (–2 m) fino alla profondità intermedia di –12 m, e che poi diminuiscono con l'ulteriore aumentare della profondità, fino a raggiungere valori minimi nel livello più profondo (–32 m); ciò indica un chiaro "effetto margine" nel livello intermedio dei transetti, in cui si rinvengono specie sia dei livelli più superficiali che di quelli più profondi.

L'effetto dei gradienti di profondità e di esposizione al moto ondoso sulla struttura dei popolamenti è riassunto dal dendrogramma in cui viene utilizzato un unico set di dati per stazione (repliche cumulate) (Fig. 3). Per quanto riguarda il primo fattore ecologico si osserva una chiara zonazione del popolamento, con la formazione di tre gruppi di stazioni, rispettivamente superficiali (2-6 m), intermedie (12 m) e profonde (20 e 32 m). Per quanto riguarda il secondo fattore è da rilevare la notevole somiglianza strutturale delle stazioni superficiali (2 m), intermedie (12 m) e profonde (20 m e 32 m) dei transetti di moda più battuta (B e C), e la peculiarità delle due stazioni del transetto di moda calma (A).

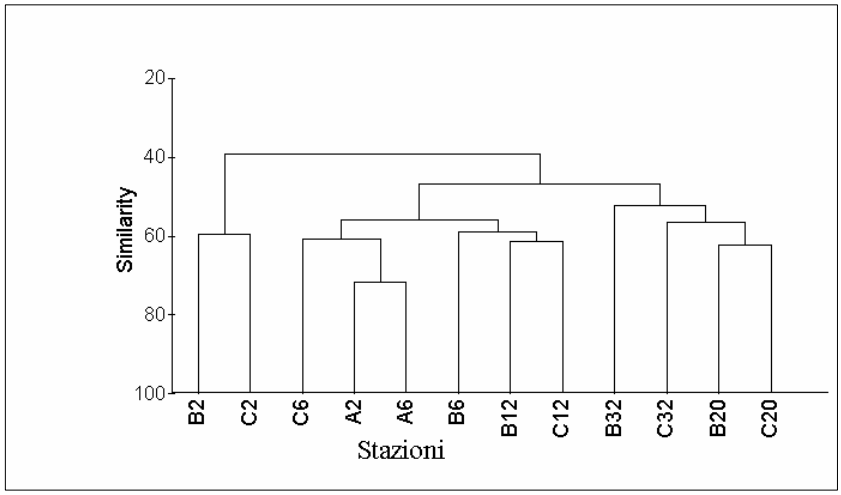



Fig. 3 - Dendrogramma ottenuto da un unico set di dati per stazione (repliche cumulate).
*Dendrogram obtained from one set of data per station (combined replicates).*

## Conclusioni

I risultati esposti costituiscono un'ulteriore evidenza della particolare ricchezza sia quantitativa che qualitativa dei popolamenti bentonici dell'area marina protetta "Isole Ciclopi", dato che il set di dati malacologici utilizzato è uno dei più cospicui ottenuti per i fondi duri del Mediterraneo, a fronte di un relativamente esiguo numero di campioni. Probabilmente, ad un risultato faunistico così rilevante ha anche contribuito la particolare efficacia del metodo di campionamento. Infatti, utilizzando il metodo "classico" del grattaggio in quadrati di 20 cm di lato, Fassari e Mollica (1989) in 20 campioni, prelevati entro la batimetria dei 5 m, rinvennero 168 individui di molluschi, appartenenti a 35 specie di 24 famiglie; invece nei 12 campioni del presente studio, prelevati entro la stessa batimetria, sono stati rinvenuti 6.719 individui, appartenenti a 139 specie di 51 famiglie. L'importanza dell'idrodinamismo (profondità ed esposizione) come importante fattore ambientale strutturante il popolamento malacologico viene ulteriormente confermata; tuttavia, è evidente anche la necessità di procedere oltre nell'analisi, considerando l'ecologia funzionale con particolare riguardo ai rapporti trofici, così da individuare anche nei molluschi specie, o gruppi di specie, buoni descrittori ambientali e, quindi, particolarmente utili anche in studi di carattere applicativo.

**Ringraziamenti**

Si ringrazia il Dott. Emanuele Mollica, direttore dell'area marina protetta "Isole Ciclopi", per il supporto logistico e tecnico.

**Bibliografia**

CHEMELLO R., RUSSO G.F. (1998) – The molluscan taxocoene of photophilic algae from the Island of Lampedusa (strait of Sicily, southern Mediterranean). *Boll. Malacologico*, **33** (5-8): 95-104.

FASSARI G. MOLLICA E (1989) – Ricerche ecologiche su policheti e molluschi dell'isola Lachea (Catania). *Animalia*, **16**: 69-80.

GIACCONE G., PIZZUTO F. (2001) – Stato delle conoscenze sulla biodiversità algale marina delle isole Ciclopi (Catania, Sicilia orientale). *Boll. Accademia Gioenia*, **34** (360): 5-22.

SCUDERI D., RUSSO G.F. (2003) – Due nuovi gasteropodi per le acque italiane: *Melibe fimbriata* Alder e Hancock, 1864 e *Tricolia tingitana* Gofas, 1982 (Mollusca: Gastropoda). *Biol. Mar. Medit*., **10** (2): 618-621.

SCUDERI D., RUSSO G.F., DELL'ANGELO B. (in stampa) - The polyplacophora of shallow bottoms of Ognina and Acitrezza (bay of Catania, Sicily), with some notes on early development of *Lepidochitona monterosatoi* Kaas e Van Belle, 1981. *Boll. Malacologico.*

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 478-480

K. Ben Mustapha, N. Boury-Esnault[1], F. Kartas[2], A. El Abed, S. Zarrouk, A. Souissi

Lab. Biodiversité et Biotechnologie Marine,
Institut National des Sciences et Technologies de la Mer, Salammbô – 2025 Tunis, Tunisie.
[1]Station Marine d'Endoume, Centre d'Océanologie de Marseille, France.
[2]Deceased

# PRELIMINARY DATA ON TUNISIAN SPONGE DIVERSITY

## *BIODIVERSITÁ DELLE SPUGNE NELLE ACQUE TUNISINE: DATI PRELIMINARI*

***Abstract***

*The analysis of several recent sponge collection as well as the screening of recent unpublished sponge inventories, and of published papers on sponge systematics, benthic communities, and fisheries, related to works performed in the Tunisian waters since the last century allowed us to list 132 demosponges (Demospongiae, Porifera) from the Tunisian waters. The species are un-equitably distributed from the view points of geography, ecology and systematics.*

***Key-words***: *Demospongiae, Porifera, diversity, Tunisia.*

## Introduction

Since a first list of sponges from Topsent's work on the taxonomy of the sponge fauna from the gulf of Gabès (Topsent, 1894), taxonomic studies of Tunisian sponges are almost rare; we can record very few authors that focused on that thematic: Topsent (1934), Ruetzler (1973), and Ben Mustapha (1990). Recently, more studies are undertaken on the demopsonges taxonomy (Souissi, 2003; Zarrouk, 2003), while other recent works focus mainly on sponge inventories within general listing of Tunisian marine biodiversity (Afli and Ben Mustapha, 2001; Romdhane, 2003; Ben Mustapha *et al.*, 1999; Ben Mustapha and El Abed, 2002; Ben Mustapha *et al.*, 2002a,b; Ben Mustapha, 2004). The analysis of all these data, the screening of literature where sponges from Tunisian waters are recorded, associated with on going taxonomic work and biodiversity listing allowed us to analyse the diversity of the Tunisian demosponges with regard to their taxonomy, ecology and biogeography. Preliminary results are presented here after.

## Matherials and methods

The study of the demosponge diversity from the Tunisian waters was done mainly by random sampling *("récoltes sauvages*"), except for the 2000-2001 study of the structure of the sponge population of Messioua banc, east of Zarzis where we used a metallic quadrat of 1 m², used five times successively along a fixed bottom line; in order to have all the data reported to an area of 5 m²; then the fixed line was displaced twofold in each stations, in order to knew the qualitative ecological parameters of this population for an area of 15 m² (Stirn, 1981; Diaz *et al.*, 1990; Schmahl, 1990). A similar methods was also used to characterize the sponge population structure off the Cap Bon area (ongoing work), with a transects of 30 m in lengh. All the sponges living within a distance of 1 m from the rope were recorded. Small pieces were col-

lected for fine taxonomic identification in the lab. To date, a total of 600 demosponges were sampled and are conserved in ethanol 75° for detailed taxonomic analysis.

For spicules studies, the organic matter was digested by nitric acid taken to boiling point (Rutzler, 1978). For skeletal preparation, thin pieces were cut parallel to the surface and perpendicular to it in order to have a general overview of the structure of the skeletal and of its spongin fibre composition (Ben Mustapha, 1990). A light microscope (Nikon Eclipse, E 400) was used to examine/measure the spicules and skeletal slides.

The second source of information was obtained from the screening of all the available literature, since 1894, in order to have a comprehensive list of demospongiae hitherto recorded from the Tunisian waters. The screening did not focused on sponge papers, but dealt with all record of sponges from several sources (see Ben Mustapha *et al.,* 2003, for a the comprehensive list of that bibliograhy).

## Results

*Taxonomic diversity and geographical affinities*

Along Tunisian coasts, 132 demosponges (Demospongiae, Porifera) species were recorded. They belong to 61 genera, 36 families and 13 different orders (Ben Mustapha, 1990; Ben Mustapha *et al.*, in press). The Poecilosclerida order is the most represented by nine families and three sub-orders; Order Hadromerida has five families in Tunisian waters, both Dictyoceratida and Haplosclerida have four families, Astrophorida and Halichondrida three families, Verongida two families, Agelasida, Chondrosida, Dendroceratida, Halisarcida, Spirophorida and Homosclerophorida only one family each. Among these orders, Poecilosclerida and Dictyoceratida are the most represented in the three regions (North, East and South), even though in the eastern region the Dictyoceratida are more abundant than in the two other ones.

A percentage of 47% of the total of the 132 demosponges reported for Tunisia occur in a single region (single occurrence), 29% occur in two regions (double occurrence) and 24% occur along all the Tunisian coasts (triple occurrence). The Czekanowski's coefficient was used as similarity index (Soest, 1990) is relatively high among the three regions. It shows very similar values: 56% for the North vs. East, 59% for North vs. South and 58% for East *vs* South.

## Conclusions

This brief review of shows that Tunisian demosponges are geographically unequally represented, with a highest sponge diversity from the southern region. Moreover, they are distributed among three main benthic habitats.

### Bibliography

AFLI A., BEN MUSTAPHA K. (2001) - Les peuplements benthiques du golfe de Gabès. In: *Laboration d'une étude de création d'aires marines protégées et de récifs artificiels. 1 Le Golfe de Gabès.* MEAT /DGQEV-INSTM, Salammbô, Tunisia: 91-133.

BEN MUSTAPHA K. (1990) - *Systématique des demosponges (Porifera, Demospongiae) littorales des hauts fonds des îles Kerkennah*. Diplôme Etude Approfondie. Université de Tunis, Faculté des Sciences de Tunis: 153 pp.

BEN MUSTAPHA K. (2004) - *Parc marin de Zembra et Zembretta, habitas benthiques remarquables*. Rapports complémentaires, Campagnes Juin 2003 et missions Août 2003: 22 pp.

BEN MUSTAPHA K., HATTOUR A., MHETLI M., EL ABED A., TRITAR B. (1999) - Bionomie des étages Infra et Circalittoral du golfe de Gabès. *Bull. Inst. Natn. Scienc. Tech. Mer de Salammbô*, **26**: 5-48.

BEN MUSTAPHA K., EL ABED A. (2002) - Herbiers de posidonies, éponges et mégabenthos importants du golfe de Hammamet. In: *Elaboration d'une étude de création d'aires marines protégées et de récifs artificiels. 3 Golfe de Hammamet*. MEAT-INSTM, Salammbô, Tunisia: 91-128.

BEN MUSTAPHA K., BOURY-ESNAULT N., ZARROUK S, SOUISSI A., EL ABED A. (2003) - Eponges (Spongiaire, Démospongiae) signalées en Tunisie. *Bull. Inst. Natn. Scien. Tech. Mer de Salammbô,* **30** (sous presse): 5-34.

BEN MUSTAPHA K., KOMATSU K., HATTOUR A., SAMMARI C., ZARROUK S., SOUISSI A., EL ABED A. (2002) - Tunisian mega benthos from infra (*Posidonia* meadows) and circalittoral (Coralligenous) sites. *Bull. Inst. Natn. Scien. Tech. Mer de Salammbô,* **29**: 23-36.

BEN MUSTAPHA K., RIVEILL S., EL ABED A. (2002c) - Données récentes sur la présence de l'herbier a Posidonie, de la biocénose coralligène et des démosponges signalées au golfe de Tunis et dans les zones adjacentes. In: *Elaboration d'une étude de création d'aires marines protégées et de récifs artificiels. 2 Golfe de Tunis*. MEAT/DGQEV-INSTM. Salammbô, Tunisia: 63-77.

DIAZ M.C., ALVAREZ B., LAUGHLIN R.A. (1990) - The sponge fauna on a frying coral reef in Venezuela, II: Community structure. In: Rützler K. (ed), *New perspectives in sponge biology*. Smithonian Institution Press, Washington DC and London: 367-375.

ROMDHANE N. (2003) - *Enclave coralligène de l'infrallitoral de Korbous: Aire minimale qualitative et inventaires spécifiques.* Diplôme Etude Approfondie; Université de Carthage, Institut National d'Agronomie de Tunis: 78 pp.

RUETZLER K. (1978) - Sponges on coral reef. In: Stoddart D.R., Johanness R.E. (eds), *Coral reefs: research methods*. Paris: 81-120.

RÜTZLER K. (1973) - Clionid sponges from the coast of Tunisia. *Bull. Inst. Oceanogr. Pêche. Salammbô,* **2** (4): 623-636.

SCHMAHL G.P. (1990) - Community structure and ecology of sponges associated with four southern Florida coral reefs. In: Rützler K. (ed), *New perspectives in sponge biology*. Smithonian Institution Press, Washington DC and London: 376-383.

SOEST R.W.M. (1990) - Shallow water reefs sponges of eastern Indonesia. In: Rützler K. (ed), *New perspectives in sponge biology*. Smithsonian Institution Press, Washington DC and London: 302-308.

SOUISSI A. (2003) - *Systématique et chémotaxonomie des démosponges (Porifera, Demospongaie) du banc Hallouf (Tunisie)*. Diplôme Etude Approfondie. Université de Tunis, Faculté des Sciences de Tunis:133 pp.

STIRN J. (1981) - Manual methods in aquatic environment research. Part 8. Ecological assessment of pollution effects. Guidelines for FAO (GFCM)/UNEP joint co-coordinated project on pollution in the Mediterranean. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **209**: 77 pp.

TOPSENT E. (1894) - Campagne de la "Melita" 1892. Eponges du golfe de Gabès. *Mém. Soc. Zool. de France*, **7**: 37-44.

TOPSENT E. (1934) - Etudes d'éponges littorales du golfe de Gabès. *Bull. trav. Sta. Aqui. et Pêche Castiglione*, **2**: 3-5.

ZARROUK S. (2003) - *Etude systématique des éponges (Porifera, Demosponiae) récoltées du banc Messioua*. Diplôme Etude Approfondie, Université de Carthage, Institut National d'Agronomie de Tunis: 107 pp.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 481-485

F. Azzaro, F. Decembrini, F. Raffa, E. Crisafi

IAMC - Istituto Ambiente Marino Costiero –Talassografico-CNR,
Spianata S.Raineri, 86 - 98122 Messina, Italia.

# OSSERVAZIONI IDROBIOLOGICHE NELLA COLONNA D'ACQUA DALLA QUADRATURA ALLA SIZIGIA NELLO STRETTO DI MESSINA

## *HYDROBIOLOGIC OBSERVATIONS IN THE WATER COLUMN FROM THE QUADRATURE TO THE SYZYGY IN THE STRAITS OF MESSINA*

***Abstract***

*The effects of tidal streams have been investigated in the Messina Straits during April 1994 through significant hydrologic stations, from the quadrature to the syzygy, at the same time of the stationary phase (slack waters) between low and high tide phases. Data of salinity and nitrate showed a high positive correlation between them, whereas they were inverted with temperature and chlorophyll* a. *In the 'sill' at high tide the upwelling was less evident but persisting from the quadrature to syzygy.*

***Key-words:*** *hydrology, nutrients, chlorophyll* a*, coastal upwelling, Straits of Messina.*

## Introduzione

Lo Stretto di Messina, situato al centro del Mediterraneo, costituisce il collegamento tra i bacini Ionico e Tirrenico, che presentano acque con caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche diverse. Le correnti presenti nello Stretto sono il risultato della dinamica mareale a carattere semidiurno fra questi due bacini. L'altezza di marea, con ampiezza quasi analoga, è in opposizione di fase, cosicché al massimo di livello nel mar Ionio corrisponde il minimo nel Tirreno e viceversa. La corrente diretta verso il Tirreno (S→N) è chiamata *montante*, mentre quella con direzione opposta *scendente*, intervallate da un breve periodo di stanca. Nel periodo di sizigie le due correnti raggiungono il massimo d'intensità (4-6 nodi). Tra la fase sizigia e quella di quadratura i fenomeni dinamici divengono progressivamente meno intensi e raggiungono le velocità minime (2-4 nodi) in fase di quadratura (Vercelli, 1925). Inoltre è presente una corrente permanente (fino ad un nodo) determinata dalla circolazione generale del Mediterraneo, che nell'area in esame assume nei primi 30 metri una direzione prevalente N→S.

Lo studio si propone di descrivere la distribuzione di parametri traccianti (T, S, $NO_3$) lungo la colonna d'acqua e gli effetti sulla biomassa fitoplanctonica sia dalla transizione tra l'alta e bassa marea sia tra la quadratura e la sizigia, in un transetto posto tra Sicilia e Calabria in corrispondenza della cosiddetta "Sella". Poiché durante i massimi di corrente prevale il movimento orizzontale degli strati d'acqua, le misure sono state eseguite in fasi stazionarie (a corrente tidale pressoché nulla), allo scopo di individuare il fenomeno di affioramento di acque ioniche profonde. Le massime differenziazioni chimico-fisiche si manifestano quando fluiscono acque che hanno subito rimescolamenti meno intensi e meglio conservano i caratteri delle zone di provenienza (Azzaro *et al.,* 1995; Cescon *et al.,* 1997; Azzaro *et al.,* 2000).

## Materiali e metodi

In questa nota sono riportati alcuni risultati (temperatura, salinità, nitrati e clorofilla *a*) ottenuti mediante l'indagine multidisciplinare condotta nell'ambito del programma

"Idrodinamica dello Stretto di Messina e influenza sui livelli trofici della biocenosi planctoniche". Le misure idrologiche sono state eseguite con la N/O Urania dal 19 al 26 aprile 1994, utilizzando un CTD Sea-Bird 911plus corredato da un fluorimetro Seatech e di "rosette" con venti bottiglie del tipo Niskin. Il transetto Pace (B) - Sella (S) - P.ta Pezzo (C) è stato monitorato nella fase lunare di quadratura, nella fase di transizione e in sizigia, sia in condizioni di stanca successiva alla corrente montante e sia in scendente (Fig. 1). Per ogni stazione, in entrambe le fasi lunari e di corrente, sono state prelevate quattro quote (0, 10, 25, 50 m), più un'altra quota alla stazione Sella (70 m), per un totale di 52 campioni. I profili verticali dei flussi di corrente trasversali al transetto sulla "Sella" sono stati calcolati con il metodo di Hopkins (1996). Le analisi dei nitrati sono state effettuate secondo le metodiche descritte da Strickland e Parsons (1972) e la clorofilla *a* (Chla) secondo Lazzara *et al*. (1990).

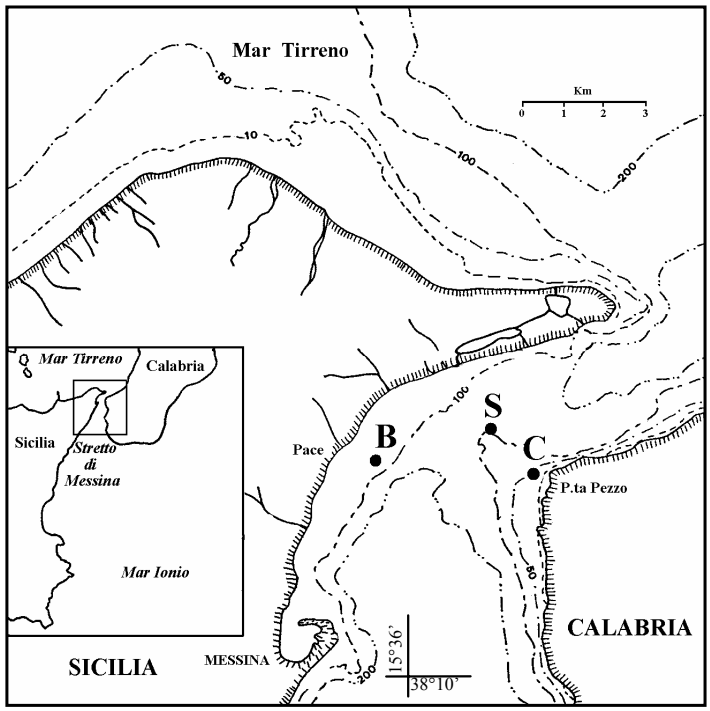



Fig. 1 - Stretto di Messina: ubicazione delle stazioni.
*Straits of Messina: locations of the stations.*

## Risultati

Nel suddetto periodo d'osservazione, come parametro conservativo, è stata la salinità a meglio evidenziare il passaggio dalla quadratura alla sizigia. Dalle isoaline (Fig. 2) nelle stazioni idrologiche si rileva che i valori sono, in quadratura fino alla quota dei 30 metri, minori di 37,9 PSU per entrambe le maree, tranne nella stazione

S in cui, alla stanca dopo la scendente, i valori alini raggiungono i 38,2 PSU (Cortese e De Domenico, 1990). Nel periodo di transizione si evidenziano incrementi dei valori di salinità che sono più marcati nella stanca-montante, eccetto la stazione C in

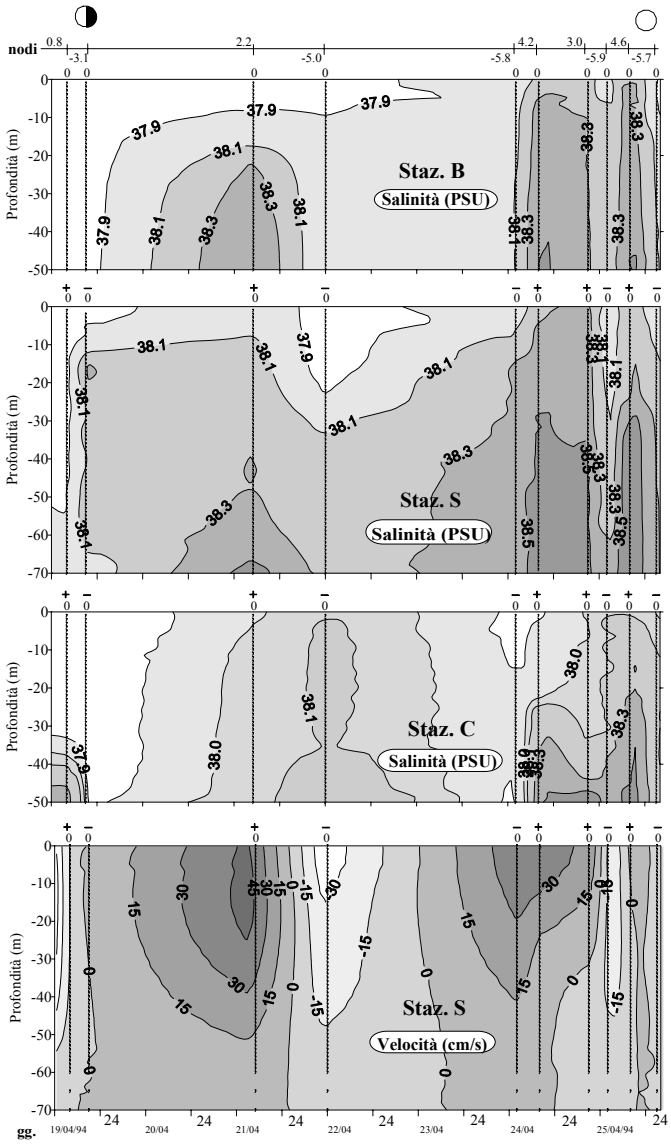



Fig. 2 - Distribuzione della salinità in tutte le stazioni (a,b,c) e della velocità perpendicolare al transetto della Staz. S (d), dal 19 al 26 aprile. E' indicata la velocità (nodi) ed il senso (+=montante; −=scendente) della corrente prevista dalle Tavole di Marea I.I.M.M.

*Salinity distribution in all the stations (a,b,c) and of the normal component of the geostrophic velocity, across the transect at St. S (d), from 19th to 26th April 1994. Estimated current speed (Knots) and direction (+=S→N; −=N→S) from «Tavole di Marea I.I.M.M».*

cui il fenomeno di upwelling si manifesta nella fase opposta. Nel periodo di sizigia l'upwelling si verifica dopo entrambe le fasi di corrente, anche se risulta più evidente durante la stanca-montante.

In tali condizioni, nelle stazioni B e S si determinano in superficie valori di 38,3 PSU, mentre al fondo i valori alini sono maggiori di 38,5 PSU. Le escursioni termiche della colonna d'acqua sono state sempre modeste con valori medi in quadratura di 14,86±0,45 °C per entrambe le fasi di marea. In sizigia dopo la montante il valore medio di temperatura, in tutte le stazioni, è stato di 14,25±0,29 °C mentre in fase opposta e di 14,68±0,27 °C. La velocità della corrente alla Staz. S, calcolata nelle fasi di stanca (Fig. 2), presenta un andamento nel tempo tipico dell'alternarsi delle due maree. I valori variano fra –40 e 50 cm/sec e le isolinee mostrano la prevalenza della corrente permanente in quadratura e l'attenuazione della stessa in sizigia. Le concentrazioni dei nitrati, in quadratura, sono quasi sempre minori di 0,5 µM (media 0,36±0,20 µM) in tutte le stazioni. Nei prelievi effettuati in sizigia, invece, i valori lungo la colonna d'acqua superano nettamente l'unità (2,21±1,02 µM) con un progressivo incremento verso il fondo, dove è stato determinato il valore massimo di 4,52 µM (Staz.C-50 m stanca-montante). Fa eccezione la stazione Sella, in stanca-scendente, dove non si rilevano sostanziali differenze dei nitrati rispetto alle determinazioni effettuate in quadratura (0,53±0,45 µM). La distribuzione della biomassa fitoplanctonica risulta opposta rispetto quella dell'azoto nitrico, con valori più alti in quadratura, raggiungendo il massimo di 0,264 µg-Chla $l^{-1}$ fase di stanca-montante nella stazione C a 50 metri. In sizigia, invece, la concentrazione di clorofilla *a* è risultata al di sotto di 0,14 µg-Chla $l^{-1}$ in tutte le stazioni e per entrambe le fasi di corrente. Così come rilevato per i nitrati, anche la clorofilla *a* nella stazione Sella, durante la stanca-scendente, non presenta differenze di concentrazione tra le due condizioni lunari (0,152±0,30 µg-Chla $l^{-1}$).

## Conclusioni

Le condizioni della colonna d'acqua, nello Stretto di Messina, mutano in modo repentino tra la corrente scendente e la montante. Tuttavia, le escursioni massime per tutti i parametri esaminati, si riscontrano nelle fasi lunari di quadratura e sizigia e principalmente nella fase stazionaria successiva alla montante. Nella stazione Sella, in fase stanca dopo la scendente, il fenomeno di risalita delle acque si manifesta in modo meno marcato ma persistente dalla quadratura alla sizigia. Nello Stretto di Messina lo sviluppo fitoplanctonico, che dovrebbe essere favorito dall'arricchimento in nutrienti delle acque di risalita come rilevato dalle misure di produzione primaria (Cescon *et al.,* 1997), è modesto a causa dell'elevato mixing lungo la colonna d'acqua. Tuttavia, l'effetto stimolante dei nutrienti si manifesta nelle zone a margine dello Stretto dove l'attività e la biomassa del fitoplancton risultano più elevate (Decembrini *et al.,* 1998).

### Bibliografia

AZZARO F., DECEMBRINI F., CRISAFI E. (1995) – Continuos survey of upwelling in the Straits of Messina. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, **34**: 167 pp.

AZZARO F., DECEMBRINI F., CRISAFI E. (2000) – Sequenza temporale delle condizioni termoaline e distribuzione della biomassa fotoautotrofa nello Stretto di Messina. *Biol. Mar. Medit.,* **7** (1): 541-548.

CESCON B., AZZARO F., CREAZZO S., DECEMBRINI F., MAGAZZÙ G. (1997) - Processes affecting upwelling and primary productivity of the Straits of Messina. *Boll. Geof. Teor. Appl.,* **38** (1-2): 137-147.

CORTESE G., DE DOMENICO E. (1990) – Some considerations on the levantine intermediate water distribution in the Straits of Messina. *Boll. Ocean. Teor. Appl.,* **8** (3): 197-207.

DECEMBRINI F., AZZARO F. PASCHINI E., MAGAZZÙ G. (1998) – Influenza dei fenomeni di upwelling sulla produzione e biomassa fitoplanctonicche nello Stretto di Messina. *Atti 12° Congr. A.I.O.L.:* 159-171.

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

LAZZARA L., BIANCHI F., FALCUCCI M., HULL V., MODIGH M., RIBERA D'ALCALA' M. (1990) - Pigmenti clorofilliani. *Nova Thalassia*, **11**: 207-223.

STRICKLAND J.F.H., PARSON T.R. (1972) - A pratical handbook of seawater analisys. *Bull. Fish. Res. Ed. Can*., **167**: 1-311.

VERCELLI F. (1925) - Crociere per lo studio dei fenomeni nello Stretto di Messina. I. Correnti e delle maree nello Stretto di Messina. *Comm. Inter. del Mediterraneo*, Venezia: 1-209.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 486-489

A. Bensi, A. Karuza, P. Del Negro, S. Fonda Umani

Laboratorio di Biologia Marina, Via A. Piccard, 54 – 34010 Trieste, Italia.

# VARIAZIONE DELLE ABBONDANZE BATTERICHE E VIRALI IN RELAZIONE ALLA FORMAZIONE DI MUCILLAGINI NEL GOLFO DI TRIESTE (ALTO ADRIATICO)

## *CHANGES IN VIRUS AND BACTERIA ABUNDANCE IN RELATION TO MUCILAGE FORMATION IN THE GULF OF TRIESTE (NORTHERN ADRIATIC SEA)*

***Abstract***

*Viral and bacterial abundances, bacterial carbon production and dissolved organic carbon were analysed from October 1998 to June 2001 in the Gulf of Trieste (coastal monitoring station C1). Three different periods were identified: an extremely high Virus to Bacteria Ratio (VBR) and the significant correlation between viral and bacterial abundances, BCP and DOC during the second period, which ended with the mucilage formation, confirmed the intense processes of bacterial lyses.*

***Key-words***: *viruses, bacteria, mucous aggregates, Northern Adriatic.*

## Introduzione

Una delle più recenti ipotesi sulla formazione delle mucillagini riguarda l'intervento dei virus nel controllo del popolamento batterico. Il presente studio vuole verificare l'esistenza di modificazioni sostanziali nella dinamica delle abbondanze virali e batteriche prima, durante e dopo l'evento di mucillagine verificatosi nel 2000.

## Materiali e metodi

Da ottobre 1998 a giugno 2001 campioni d'acqua sono stati raccolti mensilmente in una stazione costiera (45º42'03"N, 13º42'36"E) del Golfo di Trieste (C1) come riportato da Bensi e Del Negro (2003). Le abbondaze virali e batteriche sono state determinate utilizzando rispettivamente il SYBR Green I (Noble e Fuhrman, 1998) e il DAPI (Porter e Feig, 1980). La concentrazione di carbonio organico disciolto (DOC) è stata rilevata mediante ossidazione catalitica ad alta temperatura (Sugimura e Suzuki, 1988). La produzione batterica (BCP-Bacterial Carbon Production) è stata misurata con il metodo dell'incorporazione di $^{3}$H-Leucina (Smith e Azam, 1992).

## Risultati

Dall'osservazione dell'andamento temporale delle abbondanze batteriche e virali è stato possibile identificare tre periodi distinti (Fig. 1). Nel primo periodo (ottobre 1998-giugno 1999) le abbondanze virali si mantengono su valori minimi (1,9-2,9 $\times 10^{9}$ virus $L^{-1}$).

Il secondo periodo (luglio 1999-giugno 2000), precedente la comparsa degli aggregati mucillaginosi dell'estate 2000, risulta caratterizzato da valori elevati, superiori di un ordine di grandezza rispetto al periodo precedente (6,1-32,1 $\times$ $10^{9}$ virus $L^{-1}$).

Scomparse le mucillagini (luglio 2000-giugno 2001), le abbondanze virali si assestano su valori intermedi ($<10 \times 10^9$ virus $L^{-1}$).

L'andamento delle abbondanze batteriche risulta speculare a quello dei virus (Fig. 1).

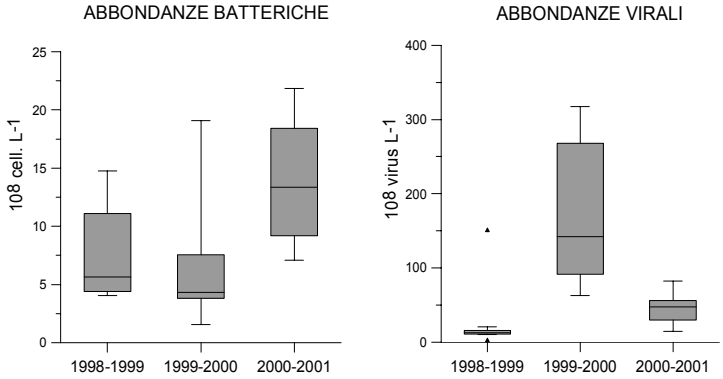



Fig. 1 - Box plot delle abbondanze batteriche e virali nei 3 periodi considerati.
*Box plots of the bacterial and viral abundances in the three considered periods.*

Durante il periodo precedente le mucillagini (2° periodo) il rapporto virus:batteri (VBR) risulta estremamente elevato raggiungendo il valore di 70 (Fig. 2). Secondo Wommack e Colwell (2000) il VBR risulta normalmente compreso tra 3 e 20.

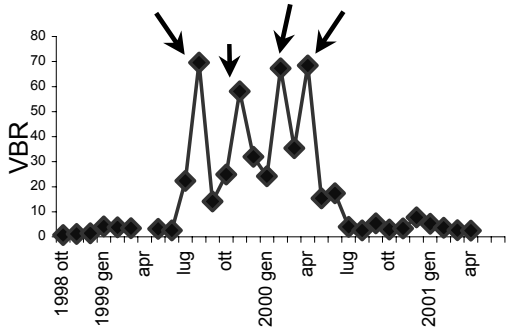



Fig. 2 - Rapporto tra abbondanze virali e batteriche (VBR).
*Virus to Bacteria Ratio (VBR).*

Le abbondanze virali rilevate nei quattro mesi caratterizzati dai più alti VBR (agosto e novembre 1999, febbraio ed aprile 2000) (indicati dalle frecce in Fig. 2) risultano correlate significativamente ($n=16$, $r=0.77$) alle abbondanze batteriche (Fig. 3) sostenendo la teoria che i virus aumentano in relazione all'aumento di bat-

teri matabolicamente attivi (Fuhrman, 1992). Le abbondanze virali rilevate in questi periodi risultano correlate significativamente anche con DOC e BCP (Tab. 1) mentre quando il VBR è basso e paragonabile ai valori riscontrati in letteratura non sono evidenti relazioni significative tra i parametri.

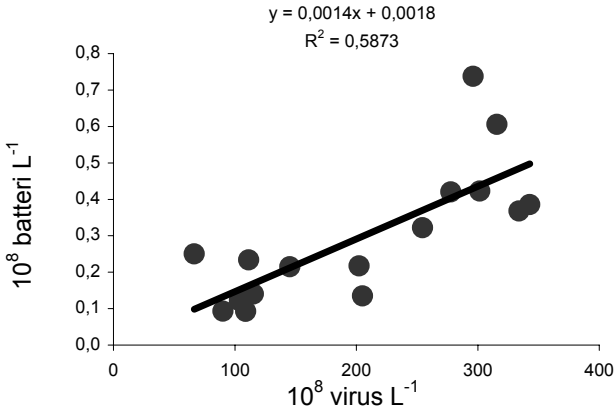



Fig. 3 - Retta di regressione tra abbondanze batteriche e virali (a 0, 5, 10 e 15 metri) nei quattro mesi caratterizzati da un VBR estremamente elevato (n=16, r=0.77, p<0.001).

*Linear regression of bacteria and virus data (at 0, 5, 10 and 15 metres) in the four months characterized by an extremely high VBR (n=16, r=0.77, p<0.001).*

Tab. 1 - Coefficienti di correlazione lineare con i rispettivi livelli di significatività tra abbondanze virali, BCP e DOC.

*Linear correlation coefficients and confidential levels between viral abundances, BCP and DOC.*

| virus / batteri | | virus / BCP | | virus / DOC | |
|---|---|---|---|---|---|
| r | p | r | p | r | p |
| 0,77 | <0.001 | 0,61 | <0.05 | 0,50 | <0.05 |

## Conclusioni

Nel periodo precedente la comparsa delle mucillagini i virus risultano estremamente infettivi: i valori di VBR sono, infatti, elevatissimi (60-70). La lisi delle cellule batteriche indotta dai virus favorisce l'incremento di sostanza organica disciolta (DOC) e ne modifica la composizione, arricchendola in molecole labili, particolarmente appetibili per il popolamento batterico che risponde aumentando la propria biomassa (BCP). L'utilizzazione della porzione più labile della sostanza organica favorisce l'accumulo di quella refrattaria che, in condizioni meteo-climatiche particolari, potrebbe andare incontro a processi di aggregazione.

Questi primi dati sembrano, pertanto, sostenere l'ipotesi che i virus giochino un ruolo importante nei processi di produzione della matrice organica che darà origine alle mucillagini.

A seguito della comparsa dei macroaggregati si osserva, invece, un netto cambiamento nelle condizioni trofiche che porta a modificazioni nella dinamica dei popolamenti batterici alterando anche la distribuzione dei virus.

**Ringraziamenti**

Gli autori desiderano ringraziare la dott.ssa C. De Vittor per le analisi del DOC ed i colleghi E. Crevatin, C. Larato e P. Rossin per il prezioso aiuto tecnico e scientifico.

**Bibliografia**

BENSI A., DEL NEGRO P. (2003) - Abbondanze virali nel Golfo di Trieste. *Biol. Mar. Medit.*, **10**: (2): 980-983.

FUHRMAN J. (1992) - Bacterioplankton roles in cycling of organic matter: the microbial food web. In: Falkowski P.G., Woodhead A.D. (eds), *Primary productivity and Biogeochemical Cycles in the Sea*, Plenum Press, New York: 361-383.

NOBLE R.T., FUHRMAN J.A. (1998) - Use of SYBR Green I for rapid epifluorescence counts of marine viruses and bacteria. *Aquat. Microb. Ecol.*, **14**: 113-118.

PORTER K.G., FEIG Y.S. (1980) - The use of DAPI for identifyng and counting acquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.*, **25**: 943-948.

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** (2): 107-114.

SUGIMURA Y., SUZUKI Y. (1988) - A high-temperature catalytic oxidation method for the determination of non-volatile dissolved organic carbon in seawater by direct injection of a liquid sample. *Mar. Chem.*, **24**: 105-131.

WOMMACK K.E., COLWELL R.R. (2000) - Virioplankton: Viruses in aquatic ecosystems. *Microbiol. Mol. Biol. Rew.*, **64**: 69-114.

Il presente studio è stato finanziato dal progetto Interreg II Italia - Slovenia (CEE e Regione FVG).

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 490-492

F. Brunelli, F. Gelli, L. Pregnolato, T.C. Pumo, M.G. Scialoja, S. Bencivelli[1], L. Selvatico[1], A. Roncarati[2], F. Savorelli[3]

Agenzia Regionale per la Prevenzione e l'Ambiente dell'Emilia Romagna - Sez. di Ferrara, Corso Giovecca, 169 – 44100 Ferrara, Italia.
[1]Amministrazione Provinciale di Ferrara, Italia.
[2]C.U.R.D.A.M., Università di Camerino, Italia.
[3]I.C.R.A.M., Roma, Italia.

# RILEVAZIONE DELLE EMERGENZE IDRICHE CON SENSORI DI PREALLARME E VALUTAZIONE DELLA QUALITA' DELLE ACQUE DESTINATE ALLA MOLLUSCHICOLTURA CON TEST ECOTOSSICOLOGICI SU *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS*

# *MONITORING OF HYDRIC EMERGENCIES BY MEANS OF EARLY WARNING SENSORS AND EVALUATION OF THE QUALITY OF WATERS FOR MOLLUSC CULTURE USING ECOTOXICOLOGICAL TESTS* (MYTILUS GALLOPROVINCIALIS)

***Abstract***

*A method that associates the USEPA mussel embryo-larval development test to an automatic sampler was studied in order to optimise a technique of biological early warnings. For this aim we employed a BEWS (Biological Early Warning System): Mosselmonitor®. The results of the trials confirm the possibility to use the mussel as bioassay organism for chronic ecotoxicological tests to evaluate the quality of marine waters, brackish waters and sediments.*

***Key-words***: Mytilus galloprovincialis*, bioassays, ecotoxicology, test organisms.*

## Introduzione

L'uso di organismi a vita libera, in particolare stadi larvali di molluschi, quali indicatori della qualità degli ambienti acquatici, si inserisce in metodologie ecotossicologiche adottate da tempo in altre nazioni (USEPA, 1993; UNICHIM, 1999) e supportate da una vasta letteratura (Johnson, 1998; Nimmo *et al*., 1998; Kosmala *et al*., 1999). La capacità del mitilo (*Mytilus galloprovincialis*) di vivere in condizioni controllate e l'accertata sensibilità dei suoi stadi larvali agli inquinanti consentono di disporre di un organismo idoneo all'impiego in saggi biologici, permettendo la valutazione di effetti letali e subletali.

Il metodo per test ecotossicologici cronici a breve termine con *M. galloprovincialis* (USEPA, 1995; ASTM E724-98) si basa sulla valutazione della percentuale di corretto sviluppo delle larve che, durante le 48 ore previste per il test, attraversano una fase particolarmente delicata dello sviluppo. In particolare, si assiste ad una serie di importanti modificazioni fisiologiche che portano alla formazione del veliger e l'eventuale contatto con un tossico può provocare la morte, l'inibizione o uno sviluppo non corretto delle larve.

Poichè in campo nazionale, non sono ancora stati validati metodi che prevedano la possibilità di adottare i molluschi quali organismo test per saggi ecotossicologici, uno degli obiettivi del presente lavoro è stato quello di studiare, alle nostre condizioni sperimentali, lo sviluppo nel tempo di *M. galloprovincialis* nelle sue fasi embrionali

e larvali, studio finalizzato alla messa a punto del metodo per saggi cronici a breve termine.

Un limite riscontrato nell'affrontare indagini ecotossicologiche, è l'impossibilità di analizzare campioni di acqua prelevati simultaneamente al verificarsi della fase acuta d'inquinamento. A tale scopo abbiamo impiegato un BEWS (Biological Early Warning System: Mosselmonitor®) per produrre il segnale a seguito del quale ottenere il campione da sottoporre ad indagini chimiche ed ecotossicologiche (saggi di tossicità cronica a breve termine con embrioni e larve di *M. galloprovincialis*).

Il Mosselmonitor® costituisce un sensore di preallarme biologico in quanto interpreta il comportamento di mitili adulti o di altri bivalvi su di esso installati. La chiusura delle valve è un esempio tipico di risposta comportamentale di fuga ed è tra quelli utilizzati per produrre segnali di allarme dal monitor di cozze. I bivalvi, infatti, chiudono le loro valve per lunghi periodi quando sono sottoposti a stress (naturale o antropogenico), indotto, ad esempio, da sostanze tossiche come tracce di metalli, pesticidi o altre sostanze organiche.

Nel presente lavoro illustriamo le fasi preliminari di messa a punto di tale metodologia in un'area dedicata alla molluschicoltura.

## Materiali e metodi

I molluschi necessari per effettuare sia le prove in laboratorio che la fase sperimentale in campo sono state fornite dalla ditta Tecnopesca di Porto Garibaldi (Ferrara), gestore di un impianto di molluschicoltura. I mitili sono stati trasferiti al Laboratorio Ittiologico di ARPA-Ferrara, utilizzando un'adeguata tecnica di trasporto. Questa prevede il mantenimento degli organismi a secco e l'impiego di opportuni contenitori termici.

Dopo una settimana di acclimatazione alle condizioni di laboratorio, i riproduttori di *Mytilus galloprovincialis* sono stati sottoposti a shock termico (da 8 °C a 27 °C per 30 minuti, per poi tornare alla temperatura di 18 °C) per ottenere la deposizione. Quindi si è proceduto alla fecondazione delle uova secondo la metodica prevista da USEPA (1995). Aliquote di uova di mitilo così fecondate e concentrate sono state utilizzate per lo studio dello sviluppo embrionale e larvale nel tempo.

Nella sperimentazione in campo, si è provveduto alla messa a punto e all'utilizzo del Mosselmonitor® (UNIMEX, 1996). Questo strumento funziona posizionando su bivalvi viventi due elettrodi tramite i quali è in grado di segnalare la distanza fra le valve. Il segnale è inviato ad un computer per l'elaborazione e la comunicazione a distanza dei dati. Tale segnale di preallarme biologico inizializza anche un campionatore di acque, tramite il quale è stato possibile disporre in tempi brevissimi di campioni della stessa acqua potenzialmente contaminata che aveva provocato l'allarme.

## Risultati e conclusioni

I metodi internazionali standardizzati per saggi di tossicità cronica a breve termine con embrioni e larve di mitilo prevedono che si possa procedere all'esecuzione del saggio quando, dopo lo shock termico e la fecondazione, una percentuale superiore al 90% delle uova embrionate presenta la formazione di un globulo polare o uno stadio di divisione a 2 e 4 cellule. Il test si basa sul controllo del corretto sviluppo delle larve (condizioni di laboratorio e scelte metodologiche). Si è reso pertanto indispensabile studiare lo sviluppo larvale nel tempo del mitilo, allo scopo di individuare

e riconoscere le varie fasi. Le osservazioni condotte hanno consentito di evidenziare che alle nostre condizioni di laboratorio (20 ± 1 °C; salinità 30 ± 1 ppt; 16 h L/8 h B; 2000 lux), la larva trocofora si sviluppa entro 16 ore dalla fecondazione, mentre al termine del 2° giorno si assiste alla trasformazione della larva trocofora in preveliger. Per giungere alla formazione del veliger, e quindi alla conclusione del saggio tossicologico, sono necessarie 56 ore, tempo accettabile previsto da USEPA (1995) in determinate condizioni sperimentali.

Le osservazioni effettuate consentono di concludere come *Mytilus galloprovincialis* possa essere inserito nel novero degli organismi marini autoctoni utilizzabili per lo svolgimento di saggi ecotossicologici cronici a breve termine in acque marine, salmastre e su elutriati ottenuti da sedimenti, così come richiesto dalle più recenti normative nazionali e sovranazionali.

Per quanto riguarda le sperimentazioni sul campo con Mosselmonitor®, le fasi preliminari hanno portato alla validazione delle procedure per prelevare, selezionare, condizionare e mantenere i mitili. E' stato rilevato, infatti, un numero assai limitato di falsi allarmi, riconoscibili dalla breve durata temporale, nessuno dei quali attribuibile alle manipolazioni subite dai mitili dal prelievo nell'ambiente naturale sino all'installazione sullo strumento. Nelle condizioni d'impiego, tali falsi allarmi hanno consentito l'aggiustamento dei parametri utilizzati dal Mosselmonitor® per identificare la soglia di preallarme biologico.

Allo stato attuale, quindi, siamo in grado di rilevare situazioni di emergenza idrica, discriminando gli allarmi implicabili a situazioni ambientali sfavorevoli (quali, ad es., le anossie estive) da quelli dovuti alla presenza di inquinanti nel mezzo ambiente.

Le sperimentazioni condotte in laboratorio (saggi cronici a breve termine con embrioni e larve di *Mytilus galloprovincialis*) e quelle svolte in campo (Mosselmonitor®) consentiranno di avviare, entro il prossimo anno, saggi di valutazione di campioni di acque prelevate in funzione di segnali di preallarme biologico.

**Bibliografia**

JOHNSON R.K. (1998) - Spatiotemporal variability of temperate lake macroinvertebrate communities: detections of impact. *Ecological Applications,* **8** (1): 61-70.

KOSMALA A., CHARVET S., ROGER M.C., FAESSEL B. (1999) - Impact assessment of a wastewater treatment plant effluent using instream invertebrates and the *Ceriodaphnia dubia* chronic toxicity test. *Water Research*, **33** (1): 266-278.

NIMMO D.R., WILLOX M.-J., LANFRANCOIS T.D., CHAPMAN P.L., BRINKMAN S.F., GREENE J.C. (1998) - Effects of metal mining and milling boundary waters of Yellowstone National Park, USA. *Environmental Management*, **22** (6): 913-926.

UNICHIM (1999) - *Linee guida per la classificazione biologica delle acque correnti superficiali*. Manuale n.191: 59 pp.

USEPA (1993) - *Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms*. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, Fourth Edition. EPA/600/4-90/027F: 293 pp.

USEPA (1995) - *Short-term Methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to west coast marine and estuarine organisms*. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. EPA/600/R-95/136: 661 pp.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 493-495

G. Calvisi, S. Moretto[1], D. Pessani[1], R. Odorico[2]

DIP.TE.RIS. Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse, Università di Genova, Corso Europa, 26 – 16132 Genova, Italia.
[1]Dipartimento di Biologia Animale e dell'uomo, Università di Torino, Torino, Italia.
[2]Responsabile Attività Subacquee, Riserva Naturale Marina di Miramare, Trieste, Italia.

# STUDIO PRELIMINARE SULLA TIPOLOGIA DEL TURISTA SUBACQUEO NELLA RISERVA DI MIRAMARE COME CONTRIBUTO ALLA CONSERVAZIONE DELL'AMBIENTE MARINO

## *PRELIMINARY STUDY ON TIPOLOGY OF DIVERS AT THE MIRAMARE MARINE RESERVE AS A CONTRIBUTION TOWARDS MARINE ENVIRONMENT CONSERVATION*

***Abstract***

*Scuba diving at the Miramare Natural Marine Reserve, in the Northern Adriatic Sea, is studied. The aim of this survey is to document sociodemographic variables of the divers visiting the area, and to examine their opinion regarding some dive related environmental issues. The results reveal that divers are, on average, 35 years old, Italian male, who are attracted by the rich marine life of the area and by the opportunity to improve their knowledge of marine environment.*

***Key-words:*** *Miramare, marine parks, scuba diving.*

## Introduzione

Negli ultimi anni il turismo subacqueo è in costante sviluppo, riguardo sia al numero di praticanti sia all'indotto che produce. Nelle aree marine protette esso costituisce un importante elemento di crescita dell'economia locale e deve, in ogni caso, conciliarsi con le esigenze di tutela e conservazione ed essere di soddisfazione per l'utente. E' fondamentale acquisire informazioni al fine di elaborare un profilo degli utenti (i subacquei), conoscere il loro parere sulle immersioni in area protetta, sull'impatto arrecato all'ambiente marino e il valore da loro attribuito all'informazione e all'educazione ambientale. Recenti studi hanno confermato l'interesse per tali problematiche da parte delle autorità preposte e della comunità scientifica (Ditton *et al.*, 2002; Mundet e Ribera, 2001). Il presente studio ha lo scopo di esaminare le caratteristiche sociodemografiche dei subacquei che visitano la Riserva Marina di Miramare e di valutarne l'opinione in merito all'attività svolta.

## Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto dall'agosto all'ottobre del 2002, in collaborazione con la Riserva Naturale Marina di Miramare (TS), all'interno della quale i subacquei si immergono soltanto con i mezzi e il personale del parco. E' stato utilizzato un questionario semistrutturato composto da 23 domande, mirante a raccogliere informazioni su: profilo personale del subacqueo; livello di esperienza e assiduità nell'esercizio dell'attività subacquea; motivazioni; interesse per l'ambiente e la sua conservazione. Le schede di rilevazione dati sono state stilate in modo semplice e chiaro optando per delle risposte a domande chiuse, con l'aggiunta di una voce finale indicante "altro" o "perché" per eventuali integrazioni. Tale modalità è stata scelta per permettere una

raccolta e, successivamente, un'elaborazione dei dati più veloce ed omogenea, e per facilitare il destinatario del questionario nella sua compilazione. Il questionario è stato compilato dai sub all'uscita dall'immersione.

Alcune delle domande sono state proposte in maniera da evidenziare se l'esperienza dell'immersione era, per i subacquei, di tipo meramente ricreativo-visivo o se vi fosse, da parte loro, anche un interesse all'approfondimento delle proprie conoscenze sull'ambiente marino. Sono stati raccolti 393 questionari, tutti utilizzabili ai fini dello studio e sono stati, successivamente, codificati, inseriti su supporto magnetico ed elaborati statisticamente.

## Risultati

La Fig. 1 mostra che il 42% dei subacquei ha un'età compresa fra 30 e 39 anni. L'età media è di 34,7 anni, il 31,5% è di sesso femminile, il 95% di nazionalità italiana. L'82,4% lavora, mentre il 17,6% è costituito da studenti. Il livello di esperienza è mediamente basso, infatti il 53,2% degli utenti possiede il primo brevetto (Fig. 2), e il 57,7% ha dichiarato di effettuare meno di 10 immersioni all'anno. Il 59,2% (n=306) ha riconosciuto la possibilità che i subacquei rechino danno all'ambiente marino e ben il 94,4% ritiene utile un corso che illustri le tecniche necessarie per minimizzare l'impatto sull'ambiente. Considerando le singole risposte, su 378 rispondenti, 99 (il 27,5%) ritengono le immersioni in riserva più belle di quelle effettuate in aree non protette, 133 (36,9%) le ritengono più interessanti, 4 (1,1%) più sicure; 68 (18,8%) le giudicano più belle e più interessanti, 48 (13,3%) più belle, più interessanti e più sicure, 2 (0,5%) più belle e più sicure, 6 (1,6%) più interessanti e più sicure; 18 (4,8%) le ritengono uguali. L'accorpamento delle risposte per categorie di giudizio è illustrato in Fig. 3. Alla domanda "perché", 106 di questi hanno motivato la loro opinione come illustrato in Fig. 4.

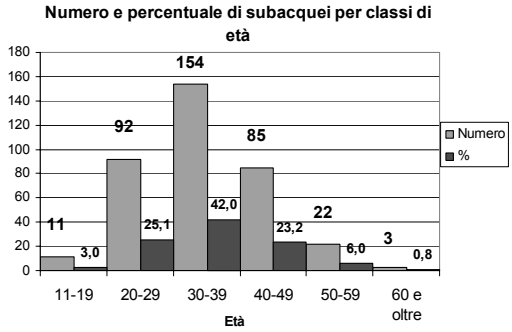



Fig. 1 - Numero e percentuale di subacquei per classe di età (n = 367).

*Number and percent of divers by age category.*

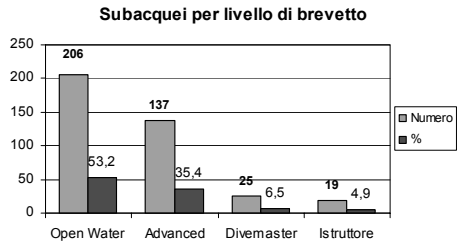



Fig. 2 - Numero e percentuale di subacquei per brevetto.

*Number and percent of divers by level of diver certification.*

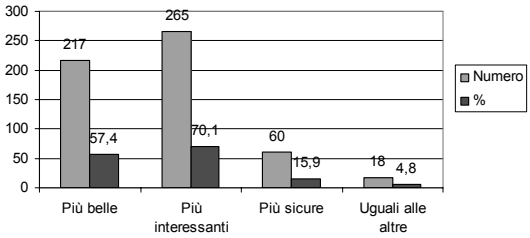



Fig. 3 - Opinione dei subacquei sulle immersioni in riserva, rispetto ai siti ad essa esterni (domanda chiusa).

*Diver opinion regarding dives in protected areas compared with external sites (closed question).*

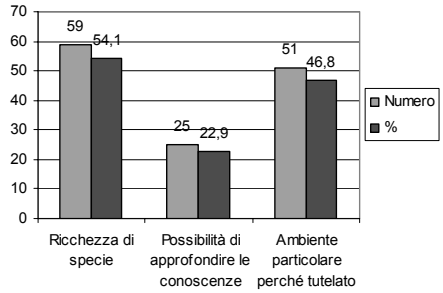



Fig. 4 - Opportunità offerte dalle immersioni in riserva.

*Opportunities given by dives in protected areas.*

## Conclusioni

Riguardo alle caratteristiche e al profilo personale dei subacquei, i risultati ottenuti concordano sia con quelli presenti nella ricerche di Mundet e Ribera (2001) e di Ditton *et al.* (2002), sia con quelli rilevati attraverso indagini condotte dagli addetti ai lavori (didattiche subacquee, associazioni di categoria). Nonostante la maggior parte delle domande del questionario utilizzato siano state codificate a priori, le risposte fornite dai subacquei permettono di evidenziare la presenza, nel campione di subacquei analizzato, di un notevole interesse per la conoscenza dell'ambiente marino e per le problematiche ambientali, oltre che l'esistenza di una domanda di formazione finalizzata a minimizzare i danni causati all'ambiente.

L'utilizzo di strumenti di consultazione dei subacquei, miranti a comprenderne il profilo, le motivazioni e le aspettative, fornisce un importante aiuto al fine di controllare e gestire il fenomeno del turismo subacqueo in aree in cui siano presenti esigenze e attività di conservazione dell'ambiente. Le caratteristiche dei turisti svolgono, infatti, un ruolo fondamentale nel determinare l'impatto del turismo in ogni destinazione.

I risultati di questo studio forniscono, perciò, indicazioni importanti per una migliore gestione dei flussi turistici all'interno dell'area protetta di Miramare ed, in generale, per organizzare e regolamentare in maniera corretta, soddisfacente e fruttuosa l'attività subacquea nelle aree marine protette.

**Bibliografia**

MUNDET L., RIBERA L. (2001) – Characteristics of divers at a Spanish resort. *Tourism Management,* **22**: 501-510.

DITTON R.B., OSBURN H.R., BAKER T.L., THAILING C.E. (2002) - Demographics, attitudes, and reef management preferences of sport divers in offshore Texas waters. *ICES Journal of Marine Science,* **59** (1): 186-191.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 496-498

A.M. Cicero, L. Mariani, F. Savorelli, A. Roncarati[1], F. Gelli[2], D. Palazzi[2], L. Pregnolato[2]

[1]Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare,
Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
[1]C.U.R.D.A.M., Università di Camerino, Italia.
[2]A.R.P.A.E.R., Sez. di Ferrara, Italia.

# PROVE PRELIMINARI DI RIPRODUCIBILITA' INTRALABORATORIO NELLA CONDUZIONE DI SAGGI ECOTOSSICOLOGICI CON *DICENTRARCHUS LABRAX* (L.)

## *PRELIMINARY TRIALS FOR DETERMINING INTRALABORATORY VARIABILITY IN ECOTOXICOLOGICAL BIOASSAYS USING* DICENTRARCHUS LABRAX *(L.)*

***Abstract***

*Preliminary trials for determining intralaboratory variability of a 24 hours toxicity test method was carried out using 30 days old* Dicentrarchus labrax *(L.) (Teleostei: Moronidae) larvae exposed to the reference toxicant Sodium laurylsulphate. The results of these trials confirm the possibility to candidate the European sea bass as bioassay organism for validation procedures for acute tests.*

***Key-words****:* Dicentrarchus labrax*, bioassays, ecotoxicology, test organisms.*

## Introduzione

La legislazione italiana in materia ambientale (D. L.vo 152/99, aggiornato dal D. L.vo 258/00) rappresenta un pilastro fondamentale per il perseguimento degli obiettivi di qualità ambientale e risponde a quanto previsto in ambito normativo europeo dalla Direttiva Quadro WFD (Water Frame Directive, 2000). In Italia, fra gli organismi acquatici marini, alcune specie ittiche autoctone sono state testate con successo ai fini della esecuzione di saggi di tossicità a breve e lungo termine sia su sostanze pure che su matrici naturali, *Dicentrarchus labrax* (L., 1758), *Atherina boyeri* (Risso, 1810) e *Aphanius fasciatus* (Nardo,1827) (Gelli *et al*., 2001, 2003 a, 2003 b). Una delle principali problematiche alle quali deve far fronte chi effettua saggi biologici acuti, cronici e di bioaccumulo con specie ittiche autoctone, è la predisposizione di un Sistema Qualità per la valutazione del dato ottenuto e la partecipazione a circuiti interlaboratoriali (UNI CEI EN ISO/IEC 17025:2000).

In questo contesto, un'attività di ricerca congiunta ICRAM-ARPA Ferrara, relativa alla messa a punto di saggi ecotossicologici impiegando specie ittiche autoctone, contempla anche la valutazione della riproducibilità del dato ottenuto, attraverso un processo *step-by-step* che introduce un numero di variabili crescente nell'esecuzione dei saggi: differenti operatori, laboratori e lotti di organismi di diversa provenienza.

Nel lavoro sono riportati risultati preliminari sulla riproducibilità intralaboratorio, ottenuti analizzando la variabile "operatore". Test di tossicità acuta a 24 ore sono stati condotti da operatori diversi, esponendo lo stesso lotto di larve di *D. labrax* alle medesime concentrazioni di un tossico di riferimento: sodio laurilsolfato (SLS).

## Materiali e metodi

Durante il biennio 2002-2003, con differente cadenza temporale (giorni), tre operatori hanno eseguito 10 saggi di tossicità acuta (24 ore) ciascuno, presso il medesimo Laboratorio Ittiologico di ARPA-Ferrara.

Preliminarmente, agli operatori sono state fornite Istruzioni Operative per il mantenimento in laboratorio dell'organismo test e di validazione del Metodo, come previsto dalla norma UNI CEI EN ISO/IEC 17025:2000.

Dieci larve di branzino (*D. labrax*), di 30 giorni di età, sono state esposte a 5 differenti concentrazioni (6,31 – 3,55 – 1,99 – 1,12 – 0,63 mg/l) del tossico prescelto (SLS) e ad un controllo, utilizzando 3 repliche per ciascuna esposizione (Roncarati *et al*., 2001; US EPA, 1993). Durante l'esecuzione di tutti i saggi è stata mantenuta una temperatura media di 20 ± 1 °C e salinità di 30 ± 1 ppt. In Tab. 1, sono riportate in dettaglio le condizioni adottate per lo svolgimento dei saggi.

Tab. 1 - Condizioni applicate per l'esecuzione di saggi di tossicità acuta con larve di *Dicentrarchus labrax.*
*Conditions adopted for acute toxicity tests by using* Dicentrarchus labrax *larvae.*

| | |
|---|---|
| tossico di riferimento | sodio laurilsolfato (SLS) |
| durata del test | 24 ore |
| tipo di saggio | statico |
| salinità | 30 ± 1 ppt |
| temperatura | 20 ± 1 °C |
| fotoperiodo | 16 h luce: 8 h buio |
| dimensioni della camera | 1 L |
| volume di soluzione | 500 cc |
| età degli organismi | 30 giorni dalla schiusa |
| n° organismi/test e controllo | 10 |
| n° repliche | 3 |
| alimentazione | assente |
| aerazione | assente |

I valori di LC50 emersi dalle prove eseguite ed i relativi limiti fiduciali sono stati calcolati impiegando il pacchetto software USEPA ToxStat basato sul metodo dei Probits e sul test Trimmed–Spearman–Karber. I risultati ottenuti dai tre operatori sono stati sottoposti ad analisi della varianza (ANOVA) e le differenze tra le medie valutate con il test Student-Newman-Keuls (SNK).

## Risultati e conclusioni

Nella Tab. 2 sono riportati i valori medi di LC50 a 24 ore ed i relativi limiti fiduciali ottenuti dai differenti operatori (A, B e C) nell'esecuzione dei saggi.

Le analisi statistiche eseguite sulle medie dei tre campioni, con n=10, hanno evidenziato una differenza statisticamente significativa ($F_{2,27}$ = 10,27; P<0,01) tra gli operatori. In particolare, il solo dato riportato dell'operatore A è risultato significativo (P<0,01) al SNK-test rispetto a quelli degli operatori B e C (Tab. 2).

Sulla base dei dati ottenuti è auspicabile, in una fase successiva, la formulazione di un programma di applicazioni interlaboratoriali del metodo, che preveda un livello di complessità superiore, come raccomandato dall'UNEP (1992). Esercizi di esecuzione di test acuti impiegando larve di *D. labrax*, potranno essere quindi condotti introducendo altre variabili, quali l'utilizzo di lotti differenti di organismi e l'operare in differenti laboratori.

Tab. 2 - Valori medi di LC50 a 24 ore e limiti fiduciali, ottenuti da tre differenti operatori (A, B e C), esponendo larve di *D. labrax* al tossico sodio laurilsolfato (SLS). Il valore risultato statisticamente significativo (P<0,01) al test SNK è evidenziato nella cella ombreggiata.

*24-h LC50 mean values and their 95% confidence limits obtained from three operators (A, B e C) using* D. labrax *larvae exposed to Sodium laurylsulphate (SLS). Significant value (P<0.01) to SNK - test is shown in the shaded cell.*

| | **Op. A** | **Op. B** | **Op. C** |
|---|---|---|---|
| **SLS (mg/l)** | 2,04 | 2,90 | 2,66 |
| *limiti fiduciali* | (1,38-2,52) | (2,64-3,18) | (1,99-3,55) |

In conclusione, la riproducibilità del dato ottenuto attraverso questa procedura, ed in questa fase preliminare, può rappresentare un primo passo verso l'acquisizione futura dei requisiti necessari al riconoscimento della validità di tale metodo.

**Bibliografia**

GELLI F., PALAZZI D., PREGNOLATO L., TRENTINI P.L., CICERO A.M., SAVORELLI F., MELOTTI P., RONCARATI A. (2001) - Ottimizzazione della produzione di larve di *Atherina boyeri* (Risso) al fine di ottenere organismi biologici idonei all'esecuzione di test ittiotossicologici su acque marine e di transizione. *Biol. Mar. Medit*., **8** (2): 116-122.

GELLI F., CICERO A.M., MELOTTI P., RONCARATI A., PREGNOLATO L., SAVORELLI F., PALAZZI D., CASAZZA G. (2003a) - Riproduzione controllata del latterino (*Atherina boyeri* Risso, 1810) mediante condizionamento ecofisiologico. *Biol. Mar. Medit*., **10** (2): 203-209.

GELLI F., CICERO A.M., MELOTTI P., RONCARATI A., PREGNOLATO L., SAVORELLI F., PALAZZI D., MARIANI L., CASAZZA G. (2003b) - Impiego di stadi larvali e giovanili di *D. labrax* (L.) in saggi biologici: valutazione sulla qualità di acque marine, salmastre e di sedimenti attraverso test acuti. *Biol. Mar. Medit*., **10** (2): 698-700.

RONCARATI A., MELOTTI P., GELLI F., PALAZZI D., PREGNOLATO L., SAVORELLI F., CICERO A.M., CASAZZA G. (2001) - Risultati di test ecotossicologici eseguiti su branzino (*Dicentrarchus labrax,* L.) tesi alla valutazione di un tossico standard di riferimento (Sodio laurilsolfato). *Rivista Italiana di Acquacoltura*, **36** (2): 43–52.

TESTO AGGIORNATO DEL DECRETO LEGISLATIVO 11 maggio 1999, n. 152, recante: "Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole", a seguito delle disposizioni correttive ed integrative di cui al decreto legislativo 18 agosto 2000, n. 258. Supplemento ordinario n. 172/L alla *Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana*, n. 246 del 20 ottobre 2000 - Serie generale.

UNEP (1992) - Report of the meeting. In: Proceeding of UNEP/FAO/IOC workshop on the biological effects of pollutants on marine organisms. *MAP Technical Reports Series*, *United Nations Environment Programme, Athens,* **69**: 1-10.

UNI CEI EN ISO/IEC 17025:2000 - Requisiti generali per la competenza dei laboratori di prova e di taratura.

US EPA (1993) - Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwaters and marine organisms. *EPA/600/4-90/027F, Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio*: 71-91.

WATER FRAME DIRECTIVE (2000) – Directive 2000/60/EC of European Parliament and of the Council of 23 October 2000. *Official Journal of the European Communities*, 22.12.2000.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 499-503

A. Falace, G. Bressan

Dip. Biologia, Università di Trieste, Via L. Giorgieri, 10 – 34127 Trieste, Italia.

# INTERVENTO PILOTA DI RESTAURO BIOLOGICO MEDIANTE TECNICHE DI TRAPIANTO ALGALE

## *HABITAT RESTORATION: A PILOT STUDY OF ALGAL TRANSPLANTATION*

***Abstract***

*A pilot study has been conducted in the Gulf of Trieste on* Cystoseira barbata *(Fucales, Phaeophycae) in order to test different techniques for algal transplantation. The methods employed have also appeared suitable for assessing the functional role and the spatial heterogeneity (architecture) of this habitat forming species, both on natural and artificial substrata.*

***Key-words:*** *restoration, transplantation, macroalgae, Gulf of Trieste, Adriatic Sea.*

## Introduzione

Il ripopolamento di aree danneggiate per cause naturali e/o antropogeniche può avvenire tramite trapianto di specie vegetali "*habitat former*". Queste possono modulare le altre componenti del popolamento modificando la struttura della comunità (reclutamento di epibionti) o le caratteristiche fisiche dell'habitat (luce, sedimentazione) (Bulleri *et al.*, 2002).

Le *habitat forming species* più rappresentate nel Mediterraneo, su substrato roccioso, appartengono al genere *Cystoseira*. Nel Golfo di Trieste *Cystoseira barbata* (Stackhouse) Agardh e *Cystoseira compressa* (Esper) Gerloff & Nizamuddin, un tempo ampiamente diffuse, si presentano in forte regressione in diverse stazioni (Falace e Bressan, 2000).

Poiché i progetti di restauro degli ambienti costieri si presentano ricchi di problematiche conoscitive ed operative, obiettivi fondamentali di questi studi riguardano:

- la ricerca di tecniche standardizzate di trapianto;
- l'analisi della crescita degli organismi;
- la valutazione della capacità colonizzatrice delle specie reintrodotte.

Per analizzare questi aspetti nel settembre 2001 è stato avviato un progetto pilota di trapianto di *C. barbata*.

## Materiali e metodi

La sperimentazione è stata condotta nel Golfo di Trieste (Izola-Slovenia; Lat. 45°32'41,32"N, Long. 13°40'39,2"E), in un'area caratterizzata da popolamenti di *C. barbata*. Le "unità di trapianto" sono state realizzate con mattoni bloccati in cassette di plastica. I talli sono stati ancorati al substrato artificiale con l'impiego di schiuma poliuretanica. Il campionamento è stato condotto (apr-02/mar-03) con un prelievo mensile di 3 talli dal popolamento naturale e artificiale, ad eccezione dei mesi di giugno, agosto e dicembre a causa di condizioni meteo-marine avverse.

E' stato messo a punto un protocollo operativo. Per quanto attiene:

- la fenologia morfologica e riproduttiva, sono state rilevate misure quali: lunghezza dal disco basale all'estremità della fronda; lunghezza di 10 rami primari scelti *random*; lunghezza di 5 rami secondari.

- l'"architettura" dell'*habitat former*; è stato predisposto un parallelepipedo di vetro a base quadrata sulla quale è stata collocata una struttura che permette di ruotare l'oggetto di 45° per volta, per analizzare la sagoma del tallo nelle 3 dimensioni da diversi angoli prospettici. Su due lati adiacenti del parallelepipedo è stata applicata una griglia di lettura con maglia di 1cm di lato e stimata la copertura percentuale dell'alga nelle singole celle. I dati provenienti dalle 4 letture di ogni campione sono stati mediati e le matrici ottenute sono state elaborate con il *software* Surfer per ottenere immagini che visualizzano aree con la stessa probabilità di presenza dell'oggetto nello spazio e che, quindi, sintetizzano in un'immagine piana, la struttura tridimensionale del campione. Le immagini ottenute sono state ulteriormente elaborate raggruppando le aree di uguale probalità di presenza in 5 classi di copertura: classe 1 (≤20%); classe 2 (21÷40%); classe 3 (41÷60%); classe 4 (61÷80%); classe 5 (≥81%).

Le matrici, ottenute dalla lettura delle coperture nel prisma, sono state elaborate anche con tecniche di analisi multivariata (Stax2000). Per misurare la superficie ed il perimetro dei talli è stata acquisita l'immagine degli esemplari tramite uno *scanner*. Le immagini digitali ottenute sono state elaborate con Adobe Photoshop 6.0.

Per ottenere infine una stima indiretta della produzione primaria del popolamento studiato è stato misurato il volume degli esemplari raccolti, analizzando sia il sistema basifita-epifita che le singole componenti.

## Risultati

I valori medi mensili delle lunghezze dei talli di *C. barbata* (Tab. 1) risultano essere minimi nel mese di settembre e massimi ad aprile. La lunghezza media dei rami primari è massima in maggio nei talli artificiali e ad aprile nei naturali.

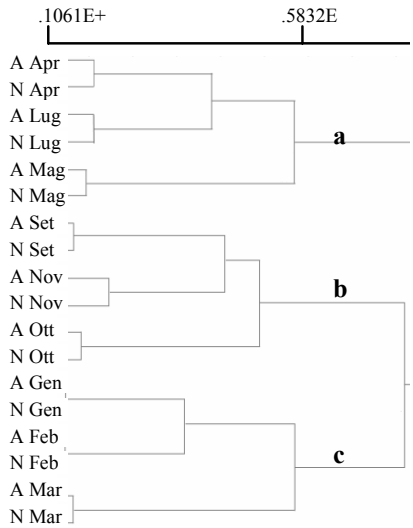



Fig. 1 - Analisi della stagionalità. (A= artificiale; N= naturale; a=primavera-estate; b= autunno; c= inverno).

*Analysis of seasonality. (A= artificial; N= natural; a= spring-summer; b= autumn; c= winter).*

I valori minimi si riscontrano per entrambi i popolamenti ad ottobre. Durante la fase di riposo vegetativo (lug.-ott.) non si verifica la perdita totale dei rami primari, eccetto che nei talli del popolamento artificiale raccolti a settembre. Talli fertili sono stati rinvenuti in entrambi i popolamenti da marzo a maggio.

L'andamento stagionale della variabilità fenologica di *C. barbata* è evidenziato dal dendrogramma (Fig. 1) ottenuto a partire dai dati di copertura del prisma. L'applicazione della *cluster analysis* mentre non mette in evidenza differenze significative tra il popolamento naturale e quello artificiale, a riprova che la tecnica di trapianto utilizzata non sembra incidere sul normale sviluppo della specie, permette di distinguere 3 gruppi di talli raccolti in: primavera-estate; autunno; periodo invernale.

Le "classi di probabilità di presenza nello spazio" piu' elevate (classi 4 e 5: copertura ≥61%) si ritrovano (Fig. 2) nel periodo aprile-marzo in entrambi i popolamenti e a maggio per i talli trapiantati.

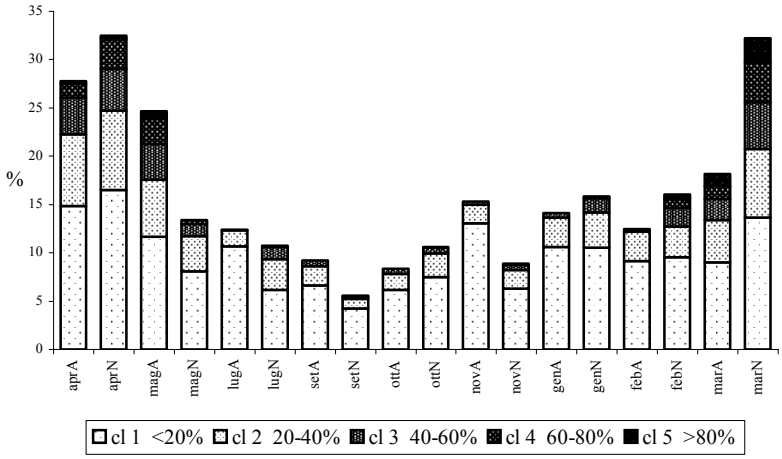



Fig. 2 - Distribuzione delle classi di copertura (A= artificiale; N= naturale).
*Classes of coverage distribution (A= artificial; N= natural).*

Queste osservazioni sono confermate dall'analisi dei valori delle aree, ottenute elaborando le immagini acquisite tramite *scanner* (Tab. 1). Le aree di maggiore estensione sono rilevate ad aprile, maggio e marzo successivo mentre i valori minimi si ritrovano a settembre. Per quanto riguarda i perimetri, nel popolamento artificiale i valori massimi sono misurati a maggio ed in quello naturale nel mese di aprile, mentre i valori minimi si riscontrano nel mese di settembre in entrambi i popolamenti.

Poiché il valore medio annuale della superficie di *C. barbata* è di 194 $cm^2$ e su ogni "unità di trapianto" sono fissati 6 talli è possibile stimare il potenziale incremento medio annuale di area disponibile per la colonizzazione di epibionti in 1164 $cm^2$ per ogni modulo (max: 3319 $cm^2$).

Tab. 1 - Fenologia e dimensioni (A= artificiale; N= naturale; SEM= standard error of the mean).
*Phenology and dimensions (A= Artificial; N= natural; SEM= standard error of the mean).*

| | Lungh. talli (cm) | SEM | Lungh. avv. (cm) | SEM | Lungh. rami I (cm) | SEM | Lungh. rami II (cm) | SEM | Concet. | Area (cm2) | SEM | Perim. (cm) | SEM | Vol. basifita (cm3) | SEM | Vol. epifiti (cm3) | SEM |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| A Apr | 32,9 | 15,5 | 7,4 | 7,5 | 11,6 | 5,5 | 5,3 | 4,8 | * | 391,3 | 79,6 | 148,7 | 21,3 | 34,1 | 6,4 | 31,0 | 11,9 |
| N Apr | 40,5 | 26,3 | 6,4 | 4,2 | 13,3 | 18,2 | 4,1 | 1,7 | * | 443,4 | 36,7 | 253,2 | 7,4 | 38,3 | 5,1 | 45,0 | 15,2 |
| A Mag | 29,2 | 68,5 | 12,2 | 30,8 | 16,8 | 18,8 | 4,6 | 2,5 | * | 436,8 | 152,7 | 192,9 | 48,8 | 39,9 | 15,1 | 19,4 | 6,6 |
| N Mag | 18,7 | 31,1 | 4,8 | 6,9 | 7,4 | 9,8 | 3,2 | 3,3 | * | 173,5 | 14,8 | 139,5 | 12,4 | 15,8 | 4,0 | 31,6 | 9,2 |
| A Lug | 23,3 | 7,5 | 1,8 | 2,5 | 2,9 | 5,9 | 1,3 | 2,0 | | 75,3 | 15,8 | 67,8 | 9,8 | 8,2 | 1,8 | 6,2 | 3,0 |
| N Lug | 17,8 | 45,3 | 3,7 | 13,5 | 4,8 | 5,8 | 2,9 | 6,2 | * | 108,2 | 58,1 | 72,6 | 22,1 | 8,2 | 1,4 | 9,9 | 2,0 |
| A Set | 13,6 | 34,0 | _ | | _ | | _ | | | 45,6 | 12,1 | 47,8 | 10,3 | 5,8 | 1,9 | 3,4 | 1,8 |
| N Set | 13,2 | 25,6 | 1,1 | 0,6 | 2,2 | 3,6 | 2,0 | 2,3 | | 43,5 | 10,5 | 47,1 | 3,0 | 6,1 | 2,5 | 10,0 | 4,3 |
| A Ott | 18,8 | 56,2 | 1,0 | 1,4 | 1,4 | 2,3 | 0,7 | 0,8 | | 74,5 | 9,9 | 70,0 | 5,9 | 9,2 | 1,0 | 12,8 | 2,9 |
| N Ott | 22,9 | 11,7 | 1,8 | 1,6 | 1,7 | 2,2 | 0,5 | 1,2 | | 94,6 | 11,8 | 70,7 | 5,3 | 12,6 | 2,0 | 16,4 | 2,3 |
| A Nov | 22,5 | 34,9 | 2,8 | 6,9 | 3,8 | 2,9 | 2,0 | 1,7 | | 94,6 | 20,3 | 100,9 | 4,9 | 8,8 | 2,0 | 14,0 | 6,7 |
| N Nov | 16,1 | 50,3 | 2,3 | 2,4 | 2,7 | 3,1 | 0,9 | 1,7 | | 81,8 | 39,6 | 66,9 | 24,6 | 12,3 | 4,4 | 22,1 | 3,6 |
| A Gen | 26,3 | 19,0 | 3,7 | 8,4 | 5,5 | 5,8 | 2,8 | 2,0 | | 131,6 | 27,2 | 109,5 | 14,5 | 9,8 | 1,4 | 10,9 | 1,5 |
| N Gen | 24,6 | 29,7 | 2,3 | 2,7 | 4,9 | 2,1 | 2,7 | 2,3 | | 177,1 | 58,7 | 119,8 | 27,9 | 16,8 | 6,6 | 31,9 | 2,6 |
| A Feb | 26,2 | 42,0 | 5,9 | 9,3 | 5,8 | 3,8 | 3,0 | 0,9 | | 107,9 | 33,4 | 88,3 | 24,5 | 8,2 | 1,8 | 9,3 | 3,3 |
| N Feb | 21,7 | 4,7 | 7,3 | 3,3 | 6,1 | 4,5 | 3,6 | 1,4 | * | 209,7 | 26,2 | 108,1 | 14,4 | 14,3 | 4,2 | 32,4 | 5,8 |
| A Mar | 26,9 | 69,4 | 4,2 | 4,5 | 10,0 | 15,9 | 5,0 | 2,6 | * | 249,4 | 136,9 | 113,3 | 33,9 | 26,2 | 15,3 | 32,7 | 3,4 |
| Mar N | 32,3 | 47,2 | 5,0 | 10,4 | 10,8 | 10,1 | 5,5 | 2,2 | * | 553,3 | 114,8 | 198,2 | 14,8 | 62,7 | 19,4 | 79,6 | 13,6 |

Il ruolo funzionale di *C. barbata* come *habitat former* è evidenziato in Tab. 1. Il contributo del volume degli epifiti al sistema basifita-epifiti varia tra il 40÷70%. Le medie mensili dei volumi del basifita presentano valori più elevati nei mesi di aprile e maggio, nel popolamento artificiale, e nei mesi di aprile e marzo in quello naturale. Per quanto riguarda invece gli epifiti i valori medi più elevati si registrano per entrambi i popolamenti nel periodo primaverile con un massimo nel mese di marzo nel popolamento naturale.

## Conclusioni

Lo studio condotto ha evidenziato che la tecnica di trapianto utilizzata è idonea per la specie studiata: il tasso di sopravvivenza dei talli trapiantati è di circa 70%. Le analisi e le elaborazioni condotte non hanno evidenziato significative differenze tra i talli reimpiantati e quelli del popolamento naturale.

Il periodo ottimale per l'area biogeografica in esame coincide con i mesi primaverili quando i talli sono fertili. Infatti i moduli artificiali sono stati ricolonizzati da nuovi individui.

Il protocollo utilizzato rende possibile un'attenta analisi dell'architettura della specie e del suo ruolo funzionale nella comunità. Questo è infatti strettamente dipendente dalla complessità della fronda, che a sua volta condiziona la strutturazione e la diversificazione dell'habitat (eterogeneità spaziale, gradienti chimico-fisici, substrato addizionale per l'insediamento di epibionti, intrappolamento di sedimento).

Studi dei cambiamenti a lungo termine della flora riportano la capacità di recupero degli ecosistemi ed una situazione fortemente dinamica nelle comunità bentoniche cosìché tecniche di trapianto algale potrebbero essere applicate alle barriere

artificiali nel Golfo di Trieste: il trapianto di individui adulti in fase di riproduzione su substrati vergini potrebbe ridurre i tempi di maturazione della barriera o restaurare il popolamento ridotto dalla pressione predatoria di fitofagi, una volta tolto il disturbo con utilizzo, ad esempio, di reti *antigrazing* (Falace *et al*., 1998; Falace e Bressan, 2002). Il trapianto di alghe (*kelp*) è stato realizzato con successo negli USA ed in Giappone su strutture artificiali sommerse nell'ambito di progetti finalizzati alla conservazione e al restauro dell'ambiente (Rice *et al*., 1989; Ambrose, 1994; Dean e Deysher, 1994).

**Bibliografia**

AMBROSE R. (1994) - Mitigating the effects of a costal power plant on a kelp forest community: rationale and requirements for an artificial reef. *Bull. Mar. Sci.*, **55** (2-3): 694-708.

BULLERI F., BENEDETTI-CECCHI L., ACUNTO S., CINELLI F., HAWKINS S.J. (2002) - The influence of canopy algae on vertical patterns of distribution of low-shore assemblages on rocky coasts in the northwest Mediterranean. *Jour. Exp. Mar. Biol. and Ecol.*, **267**: 89-106.

DEAN T.A., DEYSHER L.E. (1994) - Kelp restoration and establishment techniques. *Bull. Mar. Sci.*, **55** (2-3): 13-33.

FALACE A., BRESSAN G. (2000) - Le macrophytobenthos du Golfe de Trieste: trente ans après. *Proceed. First Medit. Symp. Marine Vegetation*, Ajaccio, Corsica 3-4/10: 136-140.

FALACE A., BRESSAN G. (2002) - A qualitative-quantitative analysis of the evolution of macroalgal vegetation on an artificial reef with antigrazing nets (Loano – Ligurian Sea). *ICES*, **59**: 150-156.

FALACE A., ZUANON A., BRESSAN G. (1998) - Osservazioni preliminari sull'efficienza antigrazing di una rete posta sulla barriera artificiale di Loano (Mar Ligure). *Biol. Mar. Medit*., **5** (3): 1835-1840.

RICE D.W., DEAN T.A., JACOBSEN F.R., BARNETT A.M. (1989) - Transplanting of giant kelp *Macrocystis pirifera* in Los Angeles harbor and productivity of the kelp population. *Bull. Mar. Sci.*, **116-117**: 72-76.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 504-507

M.C. Follesa, S. Cabiddu, D. Cuccu, A. Cau

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università di Cagliari, Viale Poetto, 1 – 09126 Cagliari, Italia.

# PRIME OSSERVAZIONI SULLA PRESENZA DI *SCORPAENA MADERENSIS* (VALENCIENNES, 1833) (OSTEICHTHYES, SCORPAENIFORMES) NEI MARI SARDI

# *FIRST OBSERVATIONS ON* SCORPAENA MADERENSIS *(VALENCIENNES, 1833) (OSTEICHTHYES, SCORPAENIFORMES) IN THE SARDINIAN SEAS*

***Abstract***

*The capture of 29 specimens of* Scorpaena maderensis *(Valenciennes, 1833) (Osteichthyes, Scorpaeniformes), along the south-western coast of Sardinia (2-5 m depth) in 2002, is reported. Total length of the specimens collected ranged from 9.5 to 14.3 cm. The diet consisted mainly of benthic invertebrates such as crustaceans.*

***Key-words:*** *Scorpaeniformes,* Scorpaena maderensis*, feeding behaviour, Mediterranean sea.*

## Introduzione

Lo scorfanetto squamoso, *Scorpaena maderensis* (Valenciennes, 1833), specie demersale di acque poco profonde, presenta caratteristiche morfologiche che lo separano nettamente dalle più comuni scorpene mediterranee, come l'assenza di fossetta occipitale e il completo rivestimento di squame sul ventre (Cuvier e Valenciennes, 1833).

Le notizie sulla distribuzione geografica di questa specie risultano, attualmente, piuttosto frammentarie. Lo scorfanetto squamoso è conosciuto nell'Atlantico, dal Portogallo alle isole di Capo Verde e nelle Azzore, mentre è raro nelle coste del Marocco, Mauritania e Senegal. E' stata segnalata la presenza, nonostante la scarsità di reperti, anche nell'intero bacino Mediterraneo (Tortonese, 1970; Hureau e Litvinenko, 1986). Nei mari italiani lo scorfanetto squamoso si conosce soltanto in Sicilia (Stretto di Messina: Torchio, 1962. Pressi di Siracusa: Bini, 1968. Ustica: Vacchi *et al*., 1999). Cadenat (1945), in una cartina di distribuzione della specie, lo indica come presente in Sardegna, senza però specificare la fonte della segnalazione. In questa nota si riporta, pertanto, il primo rinvenimento di *S. maderensis* nelle acque sarde.

## Materiali e metodi

Nell'estate del 2002 sono stati catturati, durante rilevamenti subacquei, 29 esemplari di *S. maderensis*, nella Sardegna Sud-Occidentale, tra Capo Teulada e Capo Spartivento, ad una profondità compresa tra 2 e 5 m (Fig. 1).

La diagnosi specifica è stata effettuata in base alle caratteristiche riportate da Cadenat (1945).

Sono state rilevate, su tutti gli esemplari esaminati, alcune tra le principali misure biometriche come la Lunghezza Totale (LT) e il Peso Totale (PT), il sesso e lo stadio di maturazione delle gonadi secondo la scala di Holden e Raitt (1974).

Si è proceduto, inoltre, all'analisi dei contenuti stomacali attraverso il microscopio binoculare. Le abitudini alimentari sono state studiate utilizzando il coefficiente di vacuità (Cv) e gli indici di frequenza (F) e abbondanza percentuale (Cn) proposti da Hureau (1970).

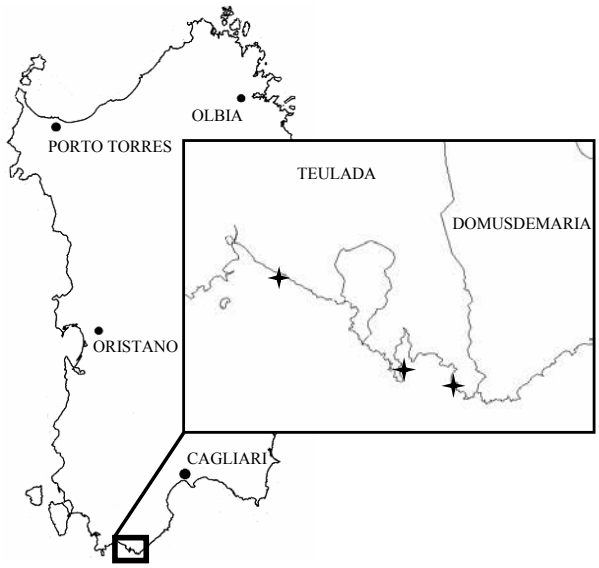



Fig. 1 - Siti di rinvenimento di *Scorpaena maderensis.*
*Discovery sites of* Scorpaena maderensis.

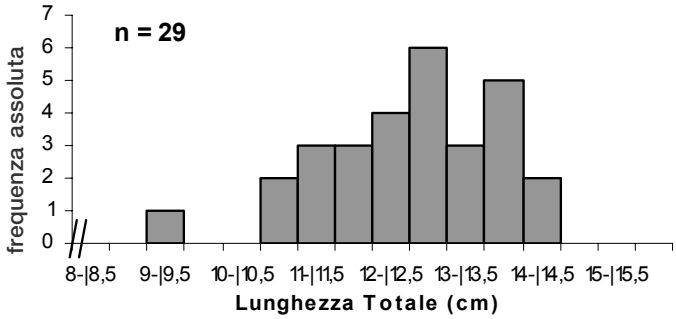



Fig. 2 - Distribuzioni di frequenza delle lunghezze di *Scorpaena maderensis.*
*Length frequency distribution of* Scorpaena maderensis.

## Risultati

Gli esemplari di *S. maderensis* esaminati hanno mostrato le stesse caratteristiche descritte da Cadenat, non necessitano, quindi, di particolari precisazioni morfologiche, se non per la presenza di una ulteriore coppia di lacinie nella mascella inferiore e di squame cicloidi sul ventre come riferito da Tortonese (1970).

Tab. 1 - Caratteri biometrici e meristici di *Scorpaena maderensis* (N=5) della Sardegna sud-occidentale.
*Biometric and meristic characters of* Scorpaena maderensis (N=5) *in the south-western coast of Sardinia.*

| | | | |
|---|---|---|---|
| Lunghezza totale (mm) | 123,6±0,88 | Lunghezza del peduncolo codale (mm) | 15,82±1,20 |
| Lunghezza standard (mm) | 101±0,75 | Lunghezza del tronco (mm) | 21,14±4,78 |
| Lunghezza predorsale (mm) | 33,96±2,50 | Lunghezza della coda (mm) | 39,92±1,76 |
| Lunghezza della testa (mm) | 41,64±3,04 | Altezza della seconda spina anale (mm) | 23,64±2,81 |
| Lunghezza postorbitaria (mm) | 20,62±2,21 | Altezza del peduncolo codale (mm) | 10,58±1,03 |
| Lunghezza preorbitaria (mm) | 11,98±1,37 | Altezza massima (mm) | 34,4±1,96 |
| Diametro oculare (mm) | 9,84±0,67 | Numero raggi dorsale | XII.9 |
| Lunghezza della base della dorsale (mm) | 59,4±3,89 | Numero raggi anale | III.5 |
| Altezza della 3° spina della dorsale (mm) | 16,98±1,47 | Numero raggi pettorale | 14 |
| Lunghezza della pinna pettorale (mm) | 29,2±2,24 | Numero raggi ventrale | I.5 |
| Base della pinna ventrale (mm) | 5,2±0,64 | Numero raggi codale | 13 |
| Altezza della spina ventrale (mm) | 16,14±1,37 | Numero squame linea laterale | 27 |
| Altezza della pinna ventrale (mm) | 25,38±2,46 | Peso totale (g) | 36,89±9,11 |
| Base della pinna anale (mm) | 15,18±1,13 | | |

Tab. 2 - Dieta di *Scorpaena maderensis* (F = frequenza percentuale; Cn = abbondanza percentuale).
*Diet of* Scorpaena maderensis *(F = percentage frequency of occurrence; Cn = percentage numerical abundance).*

| N ind. esaminati = 23 | N stomaci contenenti cibo = 18 | | N prede =37 | Cv = 21.74 | |
|---|---|---|---|---|---|
| **PREDE** | **F** | **Cn** | | **F** | **Cn** |
| **CROSTACEI** | 83.33 | 78.38 | | | |
| non identificati | 16.67 | 8.11 | NATANTI | 16.67 | 8.11 |
| DECAPODI | 66.67 | 54.05 | *Alpheus dentipes* | 5.56 | 2.70 |
| non identificati | 11.11 | 5.41 | *Alpheus* sp. | 5.56 | 2.70 |
| REPTANTI | 50.00 | 40.54 | *Palaemon* sp. | 5.56 | 2.70 |
| MACRURI | 5.56 | 2.70 | ISOPODI | 11.11 | 13.51 |
| *Scyllarus arctus* | 5.56 | 2.70 | ANFIPODI | 5.56 | 2.70 |
| BRACHIURI | 44.44 | 37.84 | **TELEOSTEI** | 33.33 | 16.22 |
| *Acanthonix lumulatus* | 22.22 | 10.81 | *Blennius* sp. | 5.56 | 2.70 |
| *Eriphia verrucosa* | 22.22 | 10.81 | non identificati | 27.78 | 13.51 |
| *Inachus* sp. | 5.56 | 2.70 | **MOLLUSCHI** | 5.56 | 2.70 |
| *Liocarcinus* sp. | 5.56 | 2.70 | POLIPLACOFORI | 5.56 | 2.70 |
| *Lissa chiragra* | 5.56 | 2.70 | **POLICHETI** | 5.56 | 2.70 |
| *Pachygrapsus marmoratus* | 5.56 | 2.70 | ERRANTI | 5.56 | 2.70 |
| non identificati | 11.11 | 5.41 | | | |

Gli esemplari analizzati hanno presentato una Lunghezza Totale (LT) compresa tra 9.5 e 14.3 cm e una lunghezza media di 12.59±1.27 cm di LT.

In tabella 1 sono riportati i principali caratteri biometrici (media ± DS) e meristici rilevati su un campione ridotto (cinque esemplari). Non è stato possibile rilevare tali caratteri sull'intero campione poiché non tutti gli esemplari risultavano integri dopo la cattura (Fig. 2, Tab. 1).

Dall'esame macroscopico le gonadi sono apparse tutte in stato di riassorbimento ad indicare la fine del periodo riproduttivo e facendo supporre che questo coincida con la fine della primavera (maggio), come per *S. notata* (Fisher *et al*., 1987).

L'analisi dei contenuti stomacali ha evidenziato che questa specie si nutre principalmente di crostacei, in particolare crostacei decapodi brachiuri, secondariamente di teleostei e solo accidentalmente di molluschi poliplacofori e policheti erranti (Tab. 2).

## Conclusioni

Il rinvenimento di *S. maderensis* risulta essere il primo nei mari sardi. Desta sorpresa (secondo Tortonese, 1970) la scarsità di reperti di *S. maderensis* nelle nostre regioni, essendo questa specie diffusa, pur con notizie frammentarie, sia nel Mediterraneo occidentale che nel Mediterraneo orientale. La presenza dello scorfanetto squamoso nei mari sardi fa pensare che l'areale di distribuzione di questa specie sia più ampio di quanto riportato e stimola un approfondimento delle conoscenze sulla distribuzione e sulla biologia.

### Bibliografia

BINI G. (1968-70) – *Atlante dei pesci delle coste italiane.* Mondo Sommerso Roma: 1-10.

CADENAT J. (1945) – Les Scorpaenidae de l'Atlantique et de la Méditerranée. Première note. Le genre *Scorpaena*. *Off. Sci. Tech. Peches Marit. Paris,* **13** (1-4).

CUVIER G., VALENCIENNES A. (1833) – *Histoire naturelle des poissons*. F.G. Levrault, Paris, **9**: 512 pp.

FISHER W., BAUCHOT M.L., SCHNEIDER M. (eds) (1987) – Fiches FAO d'identification des espèces pou les besoins de la peche. (Révision1). Mediterranée et Mer Noire. Zone de peche 37. 2. *Vertébrés*. Publication préparée par la FAO (Project GCP/INT/422/EEC). Rome, FAO: 761-1530.

HOLDEN M.J., RAITT D.F.S. (1974) – Manual of fisheries science. Part 2 – Methods of resource investigation and their application. *FAO Fish. Tech. Pap.,* **115**: 214 pp.

HUREAU J.C., LITVINENKO N.I. (1986) – Scorpaenidae. In: Whitehead P.J., Bauchot M.L., Hureau J.C., Nielsen J., Tortonese E. (eds), *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean (FNAM)*, **3**: 1218-1219.

HUREAU J.C. (1970) – Biologie compareé de quelques poissons antarctiques (Nototheniidae). *Bull. Inst. Océanogr. Monaco*, **68**: 1-244.

TORCHIO M. (1962) – Segnalazione di *Scorpaena maderensis* Val. 1833, ecc. *Ibid.*, **53**.

TORTONESE E. (1970) – *Osteichthyes. In Fauna d'Italia,* Calderini Ed., Bologna: 545 pp.

VACCHI M., BOYER M., BUSSOTTI S., GUIDETTI O., LA MESA G. (1999) – Some interesting species in the coastal fish fauna of Ustica Island (Mediterranean Sea). *Cybium,* **23** (4): 323-331.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 508-511

F. Gai, A.M. De Biasi

Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata, V.le N. Sauro, 4 - 57127 Livorno, Italia.

# IL MACROZOOBENTHOS DEI *CATINI* DELLE SECCHE DELLA MELORIA

## *MACROZOOBENTHOS IN THE* CATINI *OF THE MELORIA SHOALS*

***Abstract***

*The authors focused the attention on the Meloria Shoals infauna. 27* catini *had been mapped previously. Among them 15 were selected between 6 and 15 m depth where 191 species were collected. The first check list is reported.*

***Key-words****: infauna, rarefaction curves, Meloria Shoals.*

## Introduzione

A fronte del progressivo deterioramento dell'ambiente marino, si è imposta, con sempre maggiore insistenza, la necessità di individuare e segnalare aree ad elevata biodiversità. Le Secche della Meloria, al largo della costa livornese (Mar Ligure Meridionale), hanno suscitato da tempo interesse nel campo della ricerca scientifica come evidenziato dai numerosi lavori presenti in letteratura (Bacci *et al.*, 1969; Cinelli, 1971; Cognetti-Varriale, 1972; Biagi *et al.*, 1998; Todaro e Kristensen, 1998). Fin dagli anni '60 sono state proposte come "parco marino sperimentale" per l'eterogeneità degli habitat che le caratterizzano e per la conseguente ricchezza e varietà di popolamenti animali e vegetali che le abitano (De Biasi, 1999). Di particolare interesse risultano i *catini* peculiari formazioni geologiche tipiche delle Secche della Meloria e delle più meridionali Secche di Vada, sul cui fondo è presente un sedimento costituito da sabbie carbonatiche grossolane di origine organogena. Questo lavoro rappresenta il primo tentativo di riportare la check-list dell'infauna dei *catini*. I risultati scaturiscono da un'indagine che ha preso in considerazione oltre il 50% dei catini finora mappati.

## Materiali e metodi

Il campionamento è stato svolto nei mesi estivi negli anni 1998-2000 nel settore delle Secche posto ad ovest del Faro e della Torre. Sono stati scelti a random 15 *catini* su 27 precedentemente identificati (De Biasi e Gai, 2000) la cui profondità varia tra i 6 m ed i 15 m. Data l'esigua profondità, il prelievo è stato effettuato in immersione raccogliendo una quantità costante di sedimento (volume 10 litri, area campionata 30×40 cm). Il materiale raccolto è stato setacciato su maglia 0,5 mm. Gli individui rinvenuti sono stati conservati in formalina al 5%, contati, separati per grandi taxa ed identificati quando possibile a livello di specie. Le curve area/specie e area/abbondanza sono state costruite secondo il metodo di rarefazione di Sanders (1968) considerando come area unitaria ogni singolo *catino*.

## Risultati

Sono stati rinvenuti oltre 9450 individui ascrivibili a 191 specie (o *formæ*) riconducibili a 4 phyla (Tab. 1): 86 Anellidi, 26 Molluschi, 72 Crostacei, 6 Echinodermi.

Tab. 1 - Lista specie.
*Species list.*

| | | |
|---|---|---|
| **Molluschi** | | |
| *Alvania* sp. | *Euparthenia* sp. | *Parvicardium minimum* |
| *Astarte fusca* | *Fusinus* sp. | *Pseudomalaxis zanclaeus* |
| *Caecum clarkii* | *Gibbula* sp. | *Rissoa* sp. |
| *Caecum* sp. | *Goodallia* sp. | *Spisula subtruncata* |
| *Caecum trachea* | *Goodallia triangularis* | *Tenagodus obtusus* |
| *Chrysallida* sp. | *Gouldia minima* | *Turbonilla* sp. |
| *Ctena decussata* | *Melanella polita* | *Volvulella acuminata* |
| *Dentalium* sp. | *Modiolula phaseolina* | Opistobranchia |
| *Eulima* sp. | *Odostomia* sp. | |
| **Anellidi** | | |
| Ampharetidae ind. | *Lumbrineris funchalensis* | *Pterocirrus limbatus* |
| *Amphiglena mediterranea* | Maldanidae ind. | *Saccocirrus papillocercus* |
| *Aphelochaeta* cfr. *marioni* | *Microphthalmus* cfr. *similis* | *Schistomeringos neglectus* |
| *Aphelochaeta* sp. | *Mystides limbata* | *Scolelepis cantabra* |
| *Arabella iricolor* | *Nematonereis unicornis* | *Scolelepis* cfr. *foliosa* |
| *Aricidea cerrutii* | *Nereis* sp. | *Scolelepis* sp. |
| Capitellidae ind. | *Nerilla antennata* | *Serpulidae* ind. |
| *Caulleriella bioculata* | *Notomastus latericeus* | *Sphaerosyllis brevicirra* |
| *Caulleriella caputesocis* | *Notomastus* sp. | *Sphaerosyllis brevifrons* |
| *Chone* sp. | *Odontosyllis gibba* | *Sphaerosyllis pirifera* |
| *Chrysopetalum debile* | *Ophelina* sp. | *Sphaerosyllis taylori* |
| Dorvilleidae ind. | *Ophiodromus pallidus* | *Sphaerosyllis tetralix* |
| *Ehlersia ferrugina* | *Paradoneis armata* | *Sphaerosyllis thomasi* |
| *Eunice vittata* | *Paradoneis ilvana* | Spionidae ind. |
| *Euphrosyne foliosa* | *Parathelepus collaris* | *Spiophanes bombyx* |
| *Eurysyllis tuberculata* | *Perinereis cultrifera* | *Sthenelais* cfr. *boa* |
| *Exogone naidina* | *Pettiboneia urciensis* | *Sthenelais* sp. |
| Flabelligeridae ind. | *Phyllodoce* sp. | Syllidae ind. |
| *Glycera alba* | *Pionosyllis* sp. | *Syllis* cfr. *hyalina* |
| *Glycera lapidum* | *Pisione remota* | *Syllis* cfr. *truncata cryptica* |
| *Glycera tesselata* | *Plakosyllis brevipes* | *Syllis prolifera* |
| *Goniada* sp. | *Polygordius* cfr. *appendiculatus* | *Syllis variegata* |
| *Grubeosyllis yraidae* | *Polygordius* sp. | *Syllis westheidei* |
| *Gyptis* cfr. *propinqua* | *Polyophthalmus pictus* | *Syllis zonata* |
| *Harmothoe* sp. | *Pontogenia chrysocoma* | Terebellidae ind. |
| *Hesionura augeneri* | *Protodorvillea kefersteini* | *Thelepus* sp. |
| *Hesiospina similis* | *Protodrilus* sp. | *Trypanosyllis coeliaca* |
| *Lumbrineris* cfr. *fragilis* | *Protomystides bidentata* | Oligochaeta |
| *Lumbrineris tetraura* | *Pseudosyllis brevipennis* | |
| **Crostacei** | | |
| Ameiridae ind. | *Gnathia phallonajopsis* | *Maera* sp. |
| *Ampelisca dalmatina* | *Gnathia* sp. | *Metaphoxus fultoni* |
| *Amphylochus* sp. | *Guarnea coalita* | *Monoculodes gibbosus* |
| *Anapagurus* sp. | Harpacticoidae ind. | *Orchomene grimaldii* |
| *Anthura gracilis* | *Hippomedon massiliensis* | Ostracoda ind. |
| *Apseudes intermedius* | *Hyale* sp. | Paguridae ind. |
| *Apseudes latreillii* | *Idunella nana* | *Phyllopodopsyllus* sp. |
| *Athanas nitescens* | *Iphinoe* cfr. *trispinosa* | *Phtisica marina* |
| *Atylus vedlomensis* | *Iphinoe* sp. | *Polycope reticulata* |
| *Bodotria pulchella* | *Jaeropsis brevicornis* | *Polycope* sp. |
| *Bodotria* sp. | *Leptocheirus hirsutimanus* | *Polycopsis serrata* |
| *Caprella lilliput* | *Leptocheirus* sp. | *Pontocrates arenarius* |
| Caprellidae ind. | *Leptochelia savignyi* | *Processa acutirostris* |
| *Conilera cylindracea* | *Leptognathia* sp. | *Robertgurneya* sp. |
| Copepoda ind. | *Leucothoe euryonyx* | *Sclerochilus contortus* |
| *Cylindropsyllus ibericus* | *Leucothoe incisa* | *Socarnes filicornis* |
| Darcythompsoniidae ind. | *Leucothoe* sp. | *Sphaeroma* cfr. *serratum* |
| *Dexaminae* sp. | *Leucothoe oboa* | *Stenothoe dollfusi* |
| *Dynamene* sp. | *Leucothoe pachycera* | *Stenothoe elachista* |
| *Eurydice affinis* | *Liocarcinus vernalis* | *Stenothoe* sp. |
| *Eurydice inermis* | *Liocarcinus zariquieyi* | *Synchelidium haplocheles* |
| *Eurydice* sp. | *Lysianassa costae* | *Synchelidium maculatum* |
| *Galathea bolivari* | *Maera grossimana* | *Synisoma* sp. |
| *Gammarella* sp. | *Maera inaequipes* | *Xestoleberis* sp. |
| **Echinodermi** | | |
| *Amphipholis squamata* | *Amphiura* cfr. *cherbonnieri* | *Amphiura* sp. |
| *Amphiura* cfr. *apicula* | *Amphiura chiajei* | *Ofiura* sp. |
| **Acrani** | | |
| *Branchiostoma lanceolatum* | | |

Sono stati inoltre rinvenuti esemplari appartenenti a Platelminti, Nemertini, Nematodi, Sipunculidi (non determinati a livello specifico) e alcuni individui dell'unico rappresentante nel Mediterraneo degli Acrani (*Branchiostoma lanceolatum*). Il gruppo maggiormente rappresentato è quello degli Anellidi. *Aricidea cerrutii*, *Odontosyllis gibba*, *Protodorvillea kefersteini*, *Pseudosyllis brevipennis* sono alcune delle specie presenti nella quasi totalità dei catini. Fra i Crostacei, secondo gruppo maggiormente rappresentato, si annoverano *Caprella lilliput* e *Stenothoe elachista*, la cui abbondanza è molto variabile nei diversi *catini* campionati (il numero massimo è stato riscontrato per entrambe le specie nel *catino* 15, rispettivamente 275 e 775 individui). Anche il taxon dei Molluschi è ben rappresentato. Fra le specie rinvenute si sottolinea *Spisula subtruncata* che mostra picchi di abbondanza nei *catini* 14 e 15. Da rilevare inoltre che la maggioranza delle specie rinvenute mostra una distribuzione eterogenea all'interno dei siti di studio: spesso sono presenti in pochi *catini* e con un numero di individui esiguo (anche 1 solo organismo). Le curve area/specie e area/abbondanza sono riportate in Fig. 1.

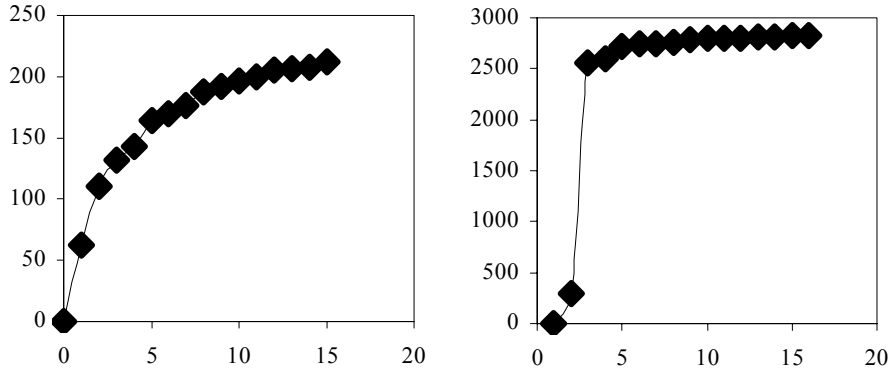



Fig. 1 - Curve di rarefazione area/specie (a), e area/abbondanza (b). Nelle ascisse numero di aree (*catini*), nelle ordinate rispettivamente numero di specie cumulativo e abbondanza cumulativa.

*Area/species (on the left) and area/abundance (on the right) rarefaction curves. X-axis: number of areas (catini), y-axis cumulative number of species (graph on the left) and cumulative abundance (graph on the right).*

## Conclusioni

Questo studio ha consentito di stilare la prima lista faunistica dell'infauna delle Secche della Meloria con la raccolta ed identificazione di 191 specie. I dati suggeriscono che i *catini*, a fronte di una omogeneità di fattori abiotici dell'area in cui si trovano, ospitano popolamenti differenti. Infatti l'aver campionato 15 di essi non ha consentito di ottenere la saturazione della curva area/specie. L'andamento della curva area/abbondanza testimonia, inoltre, che le differenze sono dovute principalmente a specie rare. Precedenti autori (De Biasi *et al.*, 2003) avevano ipotizzato che

la ricchezza in specie dei *catini* fosse conseguenza di un fenomeno di convergenza di taglia. I dati di questo lavoro evidenziano, inoltre, il ruolo dei *catini* come rifugio per specie rare incrementando le motivazioni per la salvaguardia di questo patrimonio.

**Ringraziamenti**

Si ringrazia Prof. Castelli A. (Università di Pisa), Prof. Bedulli D. (Università di Parma), Dott. Benato P. per la determinazione tassonomica di policheti, molluschi e anfipodi.

**Bibliografia**

BACCI G., BADINO G., LODI E., ROSSI L. (1969) – Biologia delle Secche della Meloria. Prime ricerche e problemi di conservazione e di ripopolamento. *Boll. Pesca Pisc. Idrobiol.*, **24**: 5-30.

BIAGI F., GAMBACCINI S., ZAZZETTA M. (1998). Secche della Meloria: la fauna ittica dei "catini". *Biol. Mar. Medit.*, **5** (1): 614-617.

CINELLI F. (1971) - Biologia delle Secche della Meloria (Mar Tirreno). I- Contributo alla conoscenza della vegetazione bentonica marina (1). *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*, **26** (1, 2): 5-19.

COGNETTI G., VARRIALE A.M. (1972) - Biologia delle Secche della Meloria. I- Ricerche preliminari sulla distribuzione dei Policheti. *Boll. Pesca Idrobiol.*, **27** (2): 263-283.

DE BIASI A.M. (1999) – Biologia delle Secche della Meloria: caratterizzazione bionomica lungo tre transetti pilota. *Biol. Mar. Medit.*, **6** (1): 372-375.

DE BIASI A.M., GAI F. (2000) - I "catini" delle Secche della Meloria. Carta dei fondali. *Atti Soc. tosc. Sci. nat., Mem.*, Serie B: 63-67.

DE BIASI A.M., GAI F., PACCIARDI L. (2003) – Biodiversità del popolamento bentonico dei "catini" delle Secche della Meloria. *Biol. Mar. Medit.*, **10** (2): 76-79.

SANDERS H.L. (1968) – Marine benthic diversity: a comparative study. *Amer. Nat.*, **102**: 243-282.

TODARO M.A., KRISTENSEN R.M. (1998) - A new species and first report of the genus *Nanaloricus* (Loricifera, Nanaloricida, Nanaloricidae) from the Mediterranean Sea. *Ital. J. Zool.*, **65**: 219-226.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 512-516

P. Gennaro, M. Lenzi*, I. Mercatali, L. Lattanzi, P. Tomassetti

ICRAM, Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
p.gennaro@icram.org
*LEA Lab., O.P.L., Orbetello, Grosseto, Italia.

# LE FANEROGAME MARINE COME INDICATORI DI QUALITÀ AMBIENTALE: L'ESPERIENZA SU UNA PRATERIA DI *RUPPIA CIRRHOSA* NELLA LAGUNA DI ORBETELLO

# *SEAGRASS AS ENVIRONMENTAL QUALITY INDICATORS: AN EXPERIENCE CARRIED OUT ON* RUPPIA CIRRHOSA *MEADOW IN THE ORBETELLO LAGOON*

***Abstract***

*The advantageous effects of* Ruppia cirrhosa *(Potamogetonaceaea) meadow on the Orbetello lagoon environment was investigated relatively to nutritional dynamics. On a wide meadow, biomass, physico-chemical water parameters as well as nutritional components and sediment redox potential were monitored. Data indicate that* R. cirrhosa *played an important role in stabilizing physico-chemical parameters along the water column and in regulating the redox conditions in the rhizosphere sediments. These effects caused nitrogen and phosphorus losses in the sediment.*

***Key-words****: nitrogen, phosphorus,* Ruppia cirrhosa*, indicator species, Orbetello lagoon.*

## Introduzione

La presenza delle praterie di fanerogame marine negli stagni costieri contribuisce a mantenere le acque trasparenti e favorisce l'ossigenazione della colonna d'acqua e del fondale lagunare. L'ossigeno prodotto nelle fronde viene rilasciato nei sedimenti della rizosfera attraverso le strutture ipogee (Sand-Jensen *et al*., 1982; Pedersen *et al*., 1998). Le fanerogame marine sono sensibili agli eccessi eutrofici che frequentemente si verificano negli stagni costieri per cui il loro stato vitale costituisce un buon indicatore della qualità di un bacino lagunare. Nella Laguna di Orbetello, a partire dagli anni '80, si verificò prima una forte riduzione delle praterie di *Zostera noltii* (Hornemann) Tomlinson et Posluzny e *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande e poi, nel 1992-93, la loro totale scomparsa a seguito di una prolungata crisi distrofica. Solo dopo una serie di interventi di emergenza, atti a risanare la laguna dal degrado ambientale, le fanerogame sono tornate a colonizzare il substrato e la loro espansione è ancora in atto. L'obiettivo di questo studio è stato quello di valutare in campo alcuni degli effetti benefici legati alla ricolonizzazione del fondale lagunare da parte di *R. cirrhosa.* In particolare, sono stati valutati gli effetti prodotti dallo sviluppo del ruppieto (Iversen, 1936) sulle dinamiche nutrizionali di azoto e fosforo, rispetto a quanto si verifica in aree prive di vegetazione ed in aree interessate da grandi ammassi macroalgali.

## Materiali e metodi

Nel giugno 2002 sono state condotte delle campagne di campionamento di biomassa, acque e sedimenti in un' area colonizzata da una prateria di *R. cirrhosa*, in una priva di vegetazione (bianco) e in un'altra interessata da un banco di macroclo-

roficee *Chaetomorpha linum* (O.F. Müller) Kützing. La stima della biomassa delle macrofite è stata effettuata secondo Sfriso *et al*., 1991. Nel caso del ruppieto, le piante sono state trattate come "biomassa fotosintetica" raccogliendo il solo materiale epigeo (Ott, 1980). I campioni d'acqua sono stati prelevati, in triplo, nello strato superficiale (–15 cm) e sul fondo (–85 cm) della colonna d'acqua, mediante pompa manuale munita di un asta graduata. I campioni sono stati filtrati a 0.45 µm ed analizzati con Autoanalyzer BRAN LUEBBE, determinando l'azoto ammoniacale ($N\text{-}NH_4$), l'azoto nitroso ($N\text{-}NO_2$), l'azoto nitrico ($N\text{-}NO_3$), l'azoto totale disciolto (TDN), il fosforo reattivo solubile (SRP), il fosforo totale disciolto (TDP). Sono stati calcolati l'azoto inorganico disciolto ($DIN=N\text{-}NH_4+N\text{-}NO_2+N\text{-}NO_3$), l'azoto organico disciolto (DON=TDN-DIN) e il fosforo organico disciolto (DOP=TDP-SRP). In superficie e sul fondo della colonna d'acqua sono stati registrati: salinità ($S^{\circ}/_{\circ\circ}$), pH, temperatura (T °C) e Ossigeno disciolto (DO%) con strumentazione portatile. Nei sedimenti superficiali è stato misurato il potenziale redox (Eh) con un elettrodo.

## Risultati

I valori di pH registrati in superficie e sul fondo della prateria (R) e nell'area di bianco (B) sono costanti; nel banco algale (CH) si verifica una riduzione del 2%. Anche i valori del DO non rivelano marcate stratificazioni della colonna d'acqua: nella prateria si riducono del 1,5% tra superficie e fondo e nel bianco del 3%. Nel banco di macroalghe invece il DO, pur mantenendo valori di sovrassaturazione, sul fondale si riduce del 35%. Il valore più elevato di Eh si registra nei sedimenti dell'area di bianco (130 mV), ed il fondale della prateria risulta ossidato (55 mV). Nell'area colonizzata da *C. linum* il valore di Eh scende a –50 mV (Tab. 1).

Tab. 1 - Parametri chimico-fisici delle acque, stima della biomassa, spessore dei banchi, altezza della colonna d'acqua ed Eh del sedimento.
*Physico-chemical water values, biomass estimate, mat thick, water column depth and sediment Eh.*

| | | **pH** | **t** °C | **DO** % | **S** PSU | biomassa g w.w. $m^{-2}$ | mat thick m | depth m | **Eh** mV |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **R** | **sup.** | **8.68** | **23.5** | **130** | **35** | **1980** | **0.90** | **1.00** | **55±14** |
| | **fondo** | **8.67** | **23.0** | **128** | **35** | | | | |
| B | sup. | 8.20 | 22.8 | 73 | 35 | | | 1.00 | 130±13 |
| | fondo | 8.19 | 22.6 | 71 | 35 | | | | |
| CH | sup. | 8.72 | 23.9 | 169 | 38 | 4800 | 0.48 | 0.63 | -50±16 |
| | fondo | 8.55 | 23.6 | 110 | 38 | | | | |

Sul fondale della prateria, si verifica un incremento della concentrazione di ammonio e nitriti (rispettivamente 46% e 133%) rispetto al valore registrato in superficie, ed un decremento del nitrato (–40%) (Tab. 2). Ciò può essere attribuito ad un accop-

Tab. 2 - Valori nutrizionali delle acque, espressi in µM, misurati in superficie e sul fondo di ciascuna area campionata.
*Nutritional values in µM measured on the top and on the bottom in each sampled area.*

| | | $N\text{-}NO_2$ | $N\text{-}NO_3$ | $N\text{-}NH_4$ | $P\text{-}PO_4$ | DON | DOP |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **R** | sup | 0,03 ± 0,01 | 0,05 ± 0,02 | 1,64 ± 0,45 | 0,25 ± 0,03 | 28,58 ± 4,67 | 0,59 ± 0,05 |
| | inf | 0,07 ± 0,01 | 0,03 ± 0,01 | 2,40 ± 0,58 | 0,20 ± 0,05 | 27,70 ± 3,09 | 0,431 ± 0,10 |
| B | sup | 0,18 ± 0,02 | 0,26 ± 0,04 | 2,62 ± 0,56 | 0,45 ± 0,05 | 17,44 ± 3,21 | 0,43 ± 0,06 |
| | inf | 0,30 ± 0,04 | 0,46 ± 0,06 | 4,16 ± 0,26 | 0,73 ± 0,09 | 17,28 ± 2,20 | 0,54 ± 0,07 |
| CH | sup | 0,07 ± 0,01 | 0,04 ± 0,01 | 0,10 ± 0,01 | 0,15 ± 0,04 | 5,93 ± 0,42 | 0,17 ± 0,03 |
| | inf | 0,12 ± 0,01 | 0,05 ± 0,01 | 4,34 ± 0,58 | 0,40 ± 0,02 | 10,79 ± 0,61 | 0,00 |

piamento dei processi di nitrificazione e denitrificazione che si risolve tipicamente con la scomparsa del nitrato a livello dei sedimenti. Per il DON e DOP si verifica un decremento (–3% e –27%), attribuibile all'attività batterica di mineralizzazione della sostanza organica disciolta. Anche per l'SRP si registra un decremento di concentrazione sul fondale (–20%). Si può ipotizzare che l'azione ossidativa compiuta dalla prateria sui sedimenti, favorisca la precipitazione degli ortofosfati come sali ferrici e apatiti, determinandone la scomparsa dalla colonna d'acqua (Fig. 1).

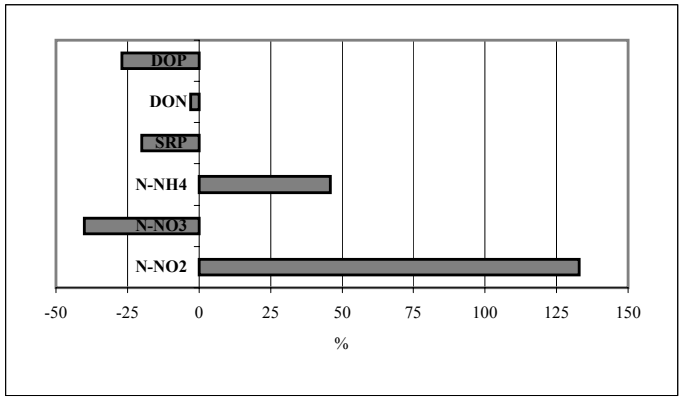



Fig. 1 - % di incremento o decremento dei valori nutrizionali sul fondale della prateria.
*% of nutritional values increase or decrease in the meadow bottom.*

Sul fondale dell'area di bianco si rileva, sia per N che per P, un incremento di tutte le componenti inorganiche disciolte dovuto a rilascio di nutrienti dal sedimento. Tra le componenti del DIN prevale la frazione nitrica (incremento del 77%), ad indicare un attivo processo di nitrificazione. Il DON subisce un decremento come probabile con-

seguenza dell'attività batterica sedimentaria. Tale attività sembra invece trovare difficoltà nella mineralizzazione del DOP, il quale subisce un incremento del 26% (Fig. 2).

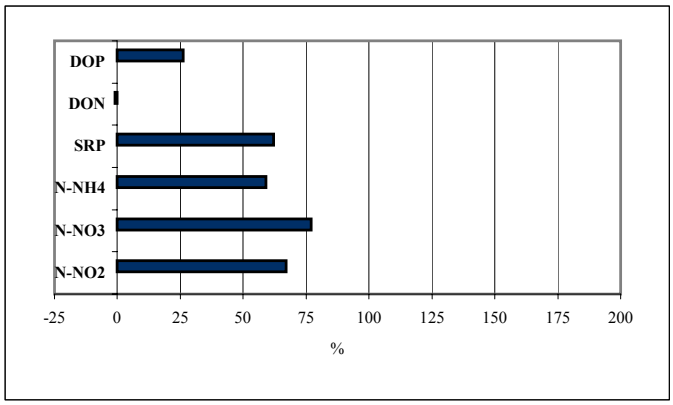



Fig. 2 - % di incremento o decremento dei valori nutrizionali sul fondale di un'area di bianco.
*% of nutritional values increase or decrease in the blank area.*

Sul fondale dell'area interessata da *C. linum* si osserva un forte incremento (4240%) dell'azoto ammoniacale, dovuto a rilasci dal sedimento, ai quali probabilmente si aggiunge la ammonificazione di parte del DON. Per l'SRP si verifica un incremento del 167%, dovuto a rilasci di ortofosfato dal sedimento, ai quali contribuisce anche l'attività batterica di mineralizzazione del DOP (Fig. 3).

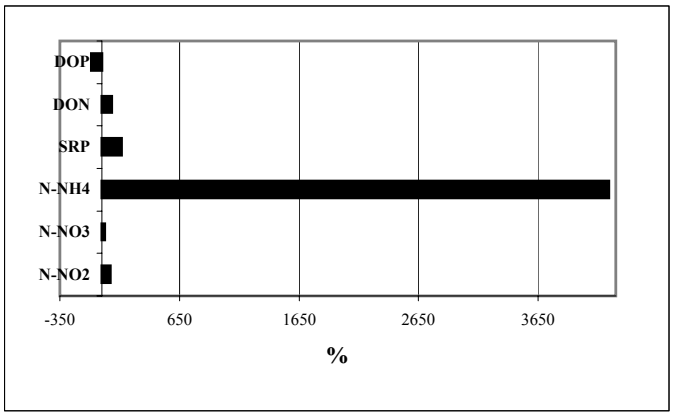



Fig. 3 - % di incremento o decremento dei valori nutrizionali sul fondale colonizzato da *C. linum*.
*% of nutritional values increase or decrease on the bottom of* C. linum *colonized area.*

## Conclusioni

Il ruppieto mantiene omogenee le condizioni ambientali in tutta la colonna d'acqua a differenza delle aree colonizzate dai banchi macroalgali ad alta densità, dove c'è una tendenza alla stratificazione dei valori dei parametri chimico-fisici svolgendo un'attività di ossidazione dei sedimenti. Nel ruppieto i processi batterici di ammonificazione del nitrato e di respirazione, forniscono abbondante substrato per l'attività di nitrificazione e denitrificazione; pertanto, la prateria costituisce elemento di riduzione delle componenti di azoto, soprattutto attraverso la volatilizzazione di $N_2$. I banchi algali ad alta densità inducono il rilascio di nutrienti dal sedimento, in particolare di ammonio e di ortofosfati, i quali sostengono ulteriori sviluppi vegetativi.

### Bibliografia

IVERSEN J. (1936) - Biologische planzentypen als hilfsmittel in der vegetationsforschung. *Thesis*, Copenhagen: 1-224.

OTT J.A. (1980) - Growth and production in *Posidonia oceanica* (L.) Delile. P.S.Z.N.I. *Mar. Ecol.*, **1**: 47-64.

PEDERSEN O., BORUM J., DUARTE C.M., FORTES M.D. (1998) - Oxygen dinamics in the rhizosphere of *Cymodocea rotundata*. *Marine Ecology Progress Series*, **169**: 283-288.

SAND-JENSEN K., PRAHL C., STOKHOLM H. (1982) - Oxygen release from roots of submerged aquatic macrophytes. *Oikos*, **38**: 349-354.

SFRISO A., RACCANELLI S., PAVONI B., MARCOMINI A. (1991) - Sampling strategies for measuring macroalgal biomass in the shallow water of the Venice Lagoon. *Environmental Technology*, **12**: 263-269.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 517-520

N. Nesto, M. Bertoldo, C. Nasci, L. Da Ros

Istituto di Scienze Marine, ISMAR - CNR, Castello, 1364/A - 30122 Venezia, Italia.

# UTILIZZO DEL TRAPIANTO DI *TAPES PHILIPPINARUM* (ADAMS & REEVE, 1850) COME STRUMENTO DI VALUTAZIONE DELLA QUALITA' AMBIENTALE IN LAGUNA DI VENEZIA: PROBLEMI E PROSPETTIVE

## *TRANSPLANTATION OF* TAPES PHILIPPINARUM *(ADAMS & REEVE, 1850) AS A TOOL FOR ASSESSING THE ENVIRONMENTAL QUALITY IN VENICE LAGOON: PROBLEMS AND PROSPECTS*

***Abstract***

*Clam transplantation was performed in Venice lagoon aiming at evaluating both the environmental quality of two differently impacted areas and the different response-times in the transplanted organisms.*

*The biomarkers herein applied, i.e. aldehyde dehydrogenase and catalase activities, neutral red retention test and reburrowing rate, generally revealed a worse condition for the samples transplanted into the most impacted area. However, due to some technical problems concerning manipulation of organisms in the field and to the difficulty for getting good controls, it is advisable to carry out further studies aiming at validating this procedure in field-assessment of environmental quality in Venice lagoon.*

***Key-words:*** *transplantation, biomarkers,* Tapes philippinarum*, Venice Lagoon.*

## Introduzione

*Tapes philippinarum* è un mollusco bivalve che vive infossato in substrati marini limoso-sabbiosi, nutrendosi, tramite filtrazione, di fitoplancton e materiale organico in sospensione. Sebbene studi recenti condotti in laguna di Venezia, allo scopo di validarne l'uso come bioindicatore della qualità dell'interfaccia acqua/sedimento, abbiano evidenziato risultati incoraggianti (Da Ros *et al*., 1998; Nasci *et al*., 2000; Marin *et al*., 2001), è emersa la necessità di ulteriori verifiche, per chiarire alcuni aspetti legati alle modalità della risposta biologica, in particolare alla sua variabilità, determinata sia da caratteristiche endogene che ambientali (Hawkins e Bayne, 1992; Widdows e Donkin, 1992). A questo proposito risulta vantaggioso, rispetto al campionamento di molluschi prelevati *in loco*, l'uso di organismi appartenenti ad una popolazione omogenea per caratteristiche genetiche e morfologiche, traslocati e mantenuti nelle aree da monitorare (de Kock e Kramer, 1994). Questo approccio sembrerebbe particolarmente promettente per indagini di biomonitoraggio in ecosistemi costieri ad elevata variabilità ambientale, come nel caso della Laguna di Venezia (Nasci *et al*., 2000; Marin *et al*., 2001).

## Materiali e metodi

Il trapianto di *T. philippinarum* è stato effettuato in marzo-aprile 2002, periodo di inattività riproduttiva (Meneghetti *et al*., in stampa), utilizzando vongole (lunghezza 3-4 cm) provenienti da una zona in concessione nella sacca di Goro (Ferrara), data l'impossibilità di ottenere un campione di dimensioni adeguate da aree relativamente pulite della Laguna (a causa della forte pressione di pesca a cui è stata soggetta questa

specie negli ultimi anni). Circa 800 esemplari sono stati trasferiti in due siti della Laguna di Venezia a diverso grado di impatto antropico: S. Erasmo, area meno impattata (LAT 45°28'38"; LONG 12°28'42") e Tresse, area influenzata da inquinamento industriale (LAT 45°26'32"; LONG 12°17'10"). Durante il trasferimento gli animali sono stati mantenuti in borse termiche refrigerate (T< 4 °C) come raccomandato da de Kock e Kramer (1994), quindi immediatamente trasferiti in ceste di plastica forate dove era stato preventivamente sistemato del sedimento proveniente dalle due zone oggetto di indagine. Le ceste (dimensione 45×25×23 cm) una volta introdotti gli organismi con densità 70 individui/cesta e successivamente ricoperte da retino, per evitare l'ingresso di predatori, sono state collocate nei due siti (4 ceste/sito).

I campionamenti di organismi sono stati eseguiti al tempo 0 (campione iniziale) e dopo 2, 7, 14 e 30 giorni. Il campionamento a 30 giorni nel sito di S. Erasmo non è stato effettuato per il mancato ritrovamento dell'ultima cesta.

La risposta biologica degli organismi è stata valutata attraverso l'applicazione di una batteria di indicatori misurati a diversi livelli di organizzazione biologica: biochimica (attività degli enzimi aldeide deidrogenasi e catalasi), cellulare (test di ritenzione del rosso neutro) e comportamentale (tasso di riaffossamento).

L'attività degli enzimi detossificanti aldeide deidrogenasi (ADH) e catalasi (CAT) è stata determinata spettrofotometricamente sulla frazione S9 della ghiandola digestiva secondo le metodologie riportate rispettivamente da Forlin *et al*. (1995) e Aebi (1974).

La ritenzione del rosso neutro (NRR) è un test che viene condotto su emociti ed è utilizzato per valutare la stabilità delle loro membrane lisosomiali (Lowe *et al*., 1995). Il tasso di riaffossamento (REB) valuta il tempo necessario ad infossarsi di un campione di vongole collocate in acquario a condizioni controllate (sedimento sabbioso standard e temperatura dell'acqua del sito di campionamento) (Phelps, 1989). Questo test è stato valutato solo dopo 14 giorni.

Dopo aver verificato la non normalità dei dati relativi ai parametri biochimici e cellulari (test di Shapiro-Wilk) il confronto tra campioni è stato effettuato mediante il test non-parametrico di Kruskall-Wallis. Il tasso di riaffossamento è stato valutato stimando la percentuale di vongole riaffossate in 24 ore, e confrontando i risultati per mezzo del G-test (Sokal e Rohlf, 1981).

## Risultati

I risultati ottenuti sono stati riportati in Tab. 1.

Nonostante il campione al tempo 0 abbia evidenziato valori non ottimali, le risposte ottenute dai campioni trasferiti a Tresse e S. Erasmo sono risultate comunque diversificate sia tra loro sia in relazione ai tempi di permanenza.

L'attività dell'aldeide deidrogenasi, che tende ad aumentare in condizioni di stress, ha mostrato valori maggiori dopo 2 e 7 giorni di esposizione nelle vongole trapiantate a Tresse rispetto a quelle di S. Erasmo, ma dopo 14 giorni i valori sono risultati più alti a S. Erasmo.

L'attività della catalasi ha evidenziato a Tresse un leggero aumento, anche se non significativo, sia rispetto agli individui non esposti (campione iniziale) sia a quelli trapiantati a S. Erasmo a partire dal settimo giorno di trapianto, dando indicazione di una condizione di sofferenza negli animali provenienti dall'area più inquinata.

La ritenzione del rosso neutro ha mostrato già dopo due giorni un valore maggiore, rappresentativo di una migliore condizione delle membrane lisosomiali, a S.

Erasmo rispetto a Tresse. La differenza tra le due stazioni, seppure non significativa, è risultata aumentare a tempi di esposizione maggiori.

Il test del riaffossamento ha indicato tempi più veloci, che rispecchiano un miglior stato fisiologico, per le vongole trapiantate a S. Erasmo sia rispetto al campione iniziale che a quelle di Tresse.

Tab. 1 - Attività dell'aldeide deidrogenasi (ADH) e catalasi (CAT), media ± err. st., n=5; ritenzione del rosso neutro (NRR), media ± err.st., n=10; tasso di riaffossamento (REB), n=20 in campioni di *T. philippinarum* raccolti a Goro (R), trapiantati a Tresse (T) e S. Erasmo (SE) e campionati dopo 2, 7, 14 e 30 giorni.

*Aldehyde dehydrogenase activity (ADH) and catalase (CAT), mean ± st. err., n=5; neutral red retention test (NRR) mean ± st. err, n=10; reburrowing rate (REB), n=20 in samples of* T. philippinarum *collected at Goro (R), transplanted at Tresse (T) and S. Erasmo (SE) and sampled after 2, 7, 14 and 30 days.*

| | **Stazioni** | **0 giorni** | **2 giorni** | **7 giorni** | **14 giorni** | **30 giorni** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **ADH (1)** | R | 351.7 ± 33.8 | | | | |
| | T | | 332,1 ± 31.4 | 266,1 ± 8.9+ | 77.8 ± 17.9*+ | 203.5 ± 46.9 |
| | SE | | 284.4 ± 49.1 | 164.6 ± 39.9+ | 209.3 ± 36.2+ | nd |
| **CAT (2)** | R | 3.2 ±0.2 | | | | |
| | T | | 2.9 ± 0.3 | 3.1 ± 0.2 | 3.5 ± 0.8 | 3.7 ± 0.5 |
| | SE | | 3.1 ± 0.2 | 2.7 ± 0.2 | 2.9 ± 0.3 | nd |
| **NRR (3)** | R | 36.0 ± 6.4 | | | | |
| | T | | 30.0 ± 4.5 | 37.5 ± 5.1 | 31.5 ± 3.5 | 28.5 ± 3.5 |
| | SE | | 34.5 ± 5.0 | 45.0 ± 5.0 | 45.0 ± 5.9 | nd |
| **REB (4)** | R | 35 | | | | |
| | T | | nd | nd | 65 | nd |
| | SE | | nd | nd | 90 +++ | nd |

(1) = nmol/min/g; (2) = mmol/min/g; (3) = min; (4) = % di vongole riaffossate in 24 ore.
nd = non determinato

(*) Confronti statistici tra T e SE nello stesso periodo di esposizione (Kruskall-Wallis per analisi biochimiche e cellulari, G-test per il riaffossamento): * = $p<0.05$.
(+) Confronti statistici tra R e ciascuno dei trapiantati (Kruskall-Wallis per analisi biochimiche e cellulari, G-test per il riaffossamento): + = $p<0.05$; +++ = $p<0.001$.

## Conclusioni

La presente ricerca ha dimostrato che la metodologia del trapianto, per essere applicata con successo a *T. philippinarum* in Laguna di Venezia, necessita soprattutto di una messa a punto tecnica. Infatti, i problemi riscontrati riguardano soprattutto la gestione in campo degli organismi trapiantati, come ad esempio controlli più frequenti per evitare manomissioni e/o perdite e la disponibilità anche quantitativa di animali con caratteristiche fisiologiche idonee ad essere usati nei trapianti. A questo

proposito, è ipotizzabile che le condizioni non ottimali rivelate dagli animali non ancora trapiantati (relativamente a tutti i parametri biologici determinati) possano aver causato un ritardo nella differenziazione delle risposte biologiche negli animali trapiantati nei due siti, che si è tradotta nella mancanza di significatività, relativamente ai confronti effettuati fino al quindicesimo giorno di esposizione (de Kock e Kramer, 1994; Sheehan e Power, 1999). Tuttavia, i risultati ottenuti hanno messo in evidenza come in generale i diversi biomarker applicati abbiano rilevato la presenza di condizioni ambientali maggiormente sfavorevoli per le vongole trapiantate a Tresse già a partire dal settimo giorno di esposizione.

**Bibliografia**

AEBI H. (1974) - Catalase. In: Bergmeyer H.U. (ed), *Methods of Enzymatic Analysis,* Academic Press, London: 671-684.

DA ROS L., MARIN M.G., NESTO N., FORD S. (1998) - Preliminary results of a field study on some stress-related parameters in *Tapes philippinarum* naturally infected by the protozoan *Perkinsus*. *Mar. Env. Res.*, **46** (1-5): 249-252.

DE KOCK W.C., KRAMER K.J.M. (1994) - Active Biomonitoring (ABM) by translocation of bivalve molluscs. In: Kramer K.J.M. (ed), *Biomotitoring of Coastal Waters and Estuaries*, CRC Press, Boca Raton: 51-84.

FÖRLIN L., LEMAIRE P., LIVINGSTONE D.R. (1995) - Comparative studies of hepatic xenobiotic metabolizing and antioxidant enzyme in different fish species. *Mar. Env. Res.*, **39**: 201-204.

HAWKINS A.J.S., BAYNE B. (1992) - Physiological interrelations, and the regulation of production. In: Gosling E. (ed), *The Mussel Mytilus: Ecology, Physiology, Genetics and Culture*, Elsevier: 171-222.

LOWE D.M., SOVERCHIA C., MOORE M.N. (1995) - Lysosomal membrane response in the blood and digestive cells of mussels experimentally exposed to fluoranthene. *Aquat. Toxicol.*, **33**: 105-112.

MARIN M.G., NESTO N., DA ROS L. (2001) - Evaluation of biological stress indices in *Tapes philippinarum* from the Lagoon of Venice through monitoring of natural populations and transplantation experiments. In: Faranda F.M., Guglielmo L., Spezie G. (eds), *Mediterranean Ecosystems: Structures and Processes*, Sprinter-Verlag, Italia: 91-94.

MENEGHETTI F., MOSCHINO V., DA ROS L. (in stampa) - Gametogenic cycle and variations in oocyte size of *Tapes philippinarum* from the Lagoon of Venice, *Aquaculture*.

NASCI C., DA ROS L., NESTO N., SPERNI L., PASSARINI F., PAVONI B. (2000) - Biochemical and histochemical response to environmental contaminants in clam, *Tapes philippinarum*, transplanted to different polluted areas of Venice Lagoon, Italy. *Mar. Env. Res*, **50**: 425-430.

PHELPS H.L. (1989) - Clam burrowing bioassay for estuarine sediment. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **43**: 838-845.

SHEEHAN D., POWER A. (1999) - Effects of seasonality on xenobiotic and antioxidant defence mechanisms of bivalve molluscs. *Comp. Biochem Physiol.*, **123C**: 193-199.

SOKAL R.R., ROHLF F.J. (1981) - *Biometry*. In: W.H. Freeman & Company (eds), New York: 859 pp.

WIDDOWS J., DONKIN P. (1992) - Mussel and environmental contaminants: bioaccumulation and physiological aspects: In: Gosling E. (ed), *The Mussel Mytilus: Ecology, Physiology, Genetics and Culture*, Elsevier: 383-424.

Questo lavoro è stato finanziato dal Consorzio per la Gestione del Centro di Coordinamento delle Attività di Ricerca inerenti il Sistema Lagunare di Venezia (CORILA) nell'ambito del programma di ricerca 2000-2004.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 521-525

G. Relini, S. Lavagna, S. Merello

Laboratori di Biologia Marina ed Ecologia Animale Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse (Dip.Te.Ris.), Università di Genova, Corso Europa, 26 – 16132 Genova, Italia.
biolmar@unige.it

# RISULTATI PRELIMINARI SUL FOULING DELLE RETI DI UN IMPIANTO DI MARICOLTURA

## *PRELIMINARY RESULTS ON THE FOULING OF MARICULTURE PLANT NETS*

***Abstract***

*Biofouling of meshes can create a severe problem to mariculture, since netting material is an ideal substrate for many organisms. Some net-panels were immersed at different time on a fish-cage in the Ligurian Sea during one year. Monthly settlement and development of fouling community and its biomass were described.*

***Key-words:*** *fouling, marine aquaculture, cages, nets, Ligurian Sea.*

## Introduzione

Il fouling rappresenta un grave problema per gli impianti di maricoltura ed in particolare per le reti delle gabbie galleggianti, poichè le reti di materiale atossico costituiscono un substrato ideale per l'insediamento di numerosi organismi (Hodson *et al*., 1997). Lo sviluppo del fouling causa, nel tempo, una progressiva occlusione delle maglie delle reti che riduce la circolazione dell'acqua all'interno delle gabbie (Milne, 1975; Huguenin e Ansuini, 1981), ed appesantisce le strutture stesse. L'accrescimento rapido del fouling potrebbe essere favorito dalle acque circostanti l'allevamento, che si arricchiscono di nutrienti dovuti alla frazione non consumata del mangime e al rilascio di cataboliti da parte del pesce allevato.

## Materiali e metodi

Sono stati utilizzati pannelli costituiti da rete in nylon (maglia 10 mm di lato, identica a quella usata per le gabbie dell'impianto di maricoltura sito nel Golfo del Tigullio, Mar Ligure) montata su cornici in pvc di 20×24 cm. Per identificare i periodi di insediamento e seguire lo sviluppo dei popolamenti i pannelli sono stati immersi mensilmente, trimestralmente e per 6, 9 e 12 mesi nell'arco di un anno a partire da agosto 2001, a due profondità (6 e 12 m). Sono state classificate le specie presenti, assegnando un indice di ricoprimento (IR) alle specie sessili e conteggiando le specie vagili e i bivalvi. E' stata valutata inoltre la biomassa del fouling presente su ciascun pannello (peso umido espresso in g/dm$^2$ rete). Sono stati analizzati complessivamente 47 pannelli.

## Risultati

Sono state individuate le componenti caratteristiche del fouling delle reti: complessivamente sono stati identificati 76 *taxa* a livello specifico appartenenti a 15 *taxa*

di ordine superiore fra alghe ed invertebrati (Tab. 1). Policheti, alghe, idroidi e molluschi bivalvi sono rappresentati dal maggior numero di specie. Le specie rinvenute con maggiore frequenza sono *Caprella equilibra, Jassa marmorata* e *Stenothoe* sp.

Sono stati individuati i periodi favorevoli all'insediamento dei diversi organismi (Tab. 2); l'idroide *Tubularia crocea* e gli anfipodi *C. equilibra* e *Stenothoe* sp. si insediano tutto l'anno sui pannelli mensili, mentre le alghe si ritrovano a partire da giugno e il bivalve *Mytilus galloprovincialis* da aprile. Tale conoscenza è risultata anche di utilità pratica per la pianificazione della sostituzione delle reti dell'impianto, in particolare tenendo conto del periodo di maggior sviluppo di organismi come i molluschi bivalvi che, data la loro consistenza, provocano una maggiore occlusione delle reti. La comunità risulta caratterizzata da idroidi, anfipodi e policheti in tutta la serie crescente e da bivalvi a partire dai 6 mesi di immersione (Fig. 1). La biomassa del fouling presente sulle reti (Fig. 2) è risultata consistente già dopo 6 mesi di immersione (circa 90 g/dm$^2$ di rete). La diminuzione sul pannello prelevato dopo 9 mesi è probabilmente dovuta alla predazione da parte di specie ittiche.

Tab. 1 - Numero dei *taxa* e specie più frequenti rinvenute sui pannelli.
*Number of* taxa *and most frequent species found on panels.*

| TAXA | Totale specie | Specie più frequenti | |
|---|---|---|---|
| Alghe | 13 specie | Ceramium flaccidum | F=47% |
| | | filamentose verdi n.c. | F=60% |
| Poriferi | 1 specie | Calcarea n.c. | F=7% |
| Idroidi | 10 specie | Tubularia crocea | F=67% |
| | | Campanularidae n.c. | F=57% |
| Antozoi | 1 specie | Corynactis viridis | F=7% |
| Platelminti | 1 specie | n.c. | F=30% |
| Policheti | 22 specie | Syllis zonata | F=33% |
| | | Platynereis dumerilii | F=23% |
| Picnogonidi | 4 specie | Tanystylum sp. | F=60% |
| Tanaidacei | 1 specie | n.c. | F=63% |
| Anfipodi | 8 specie | Caprella equilibra | F=100% |
| | | Jassa marmorata | F=100% |
| | | Stenothoe sp. | F=100% |
| | | Caprella penantis | F=50% |
| | | Elasmopus sp. | F=50% |
| Decapodi | 1 specie | n.c. | F=23% |
| Nudibranchi | 1 specie | n.c. | F=33% |
| Bivalvi | 7 specie | Mytilus galloprovincialis | F=60% |
| | | Musculus costulatus | F=53% |
| | | Hiatella arctica | F=27% |
| Briozoi | 4 specie | Scruparia ambigua | F=23% |
| Echinoidi | 1 specie | n.c. | F=3% |
| Ascidiacei | 1 specie | Diplosoma listerianum | F=43% |

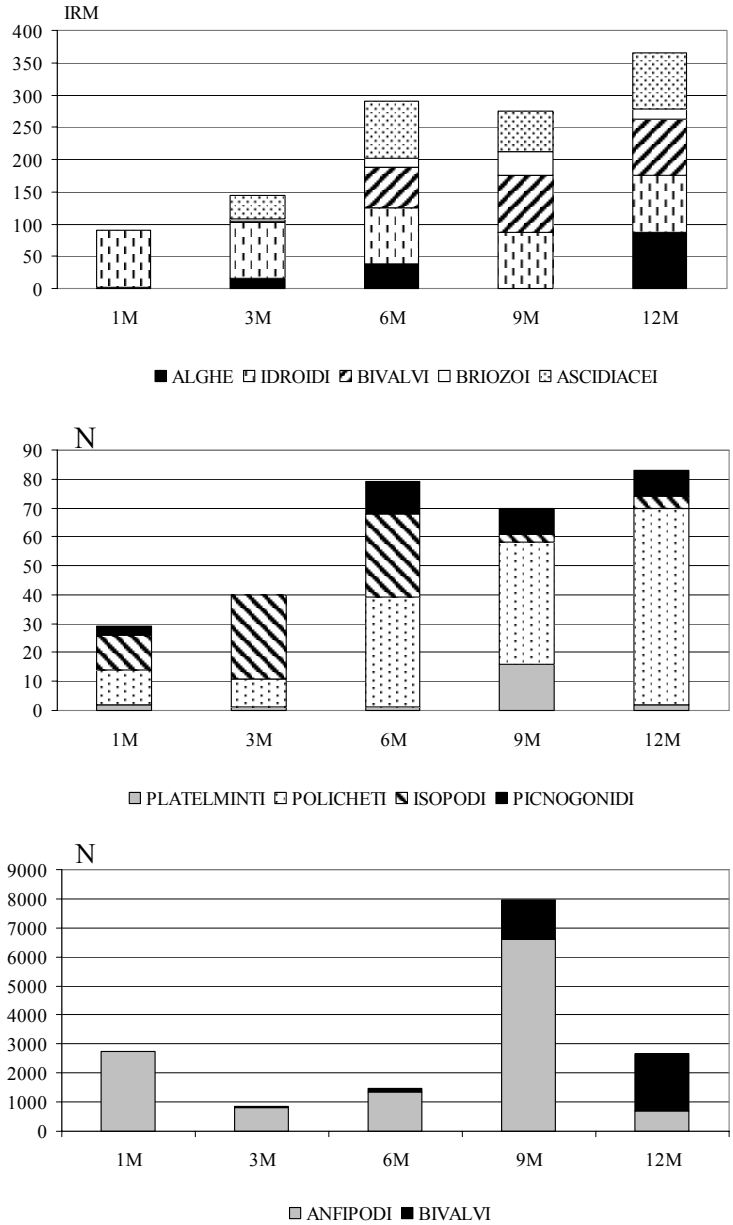



Fig. 1 - Composizione del fouling sui pannelli dopo 1, 3, 6, 9 e 12 mesi.
*Fouling composition on panels after 1, 3, 6, 9 and 12 months.*

Tab. 2 - Insediamento delle specie sui pannelli dopo 1 mese di immersione.
*Settlement of species on panels after one month of immersion.*

| SPECIE | SETT | OTT | NOV | DIC | GEN | FEB | MAR | APR | MAG | GIU | LUG | AGO |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Polysiphonia sp | | | | | | | | | | ■■ | | ■■ |
| Ceramiales | | | | | | | ■ | | | | | |
| Ceramium flaccidum | | | ■ | | | | | | | ■■■■■■ | ■■ | ■ |
| Ceramium cimbricum | | | | | | | | | | | | ■■ |
| Gastroclonium reflexum | | | | | | | | | | ■ | ■■ | |
| Filamentose verdi nc | ■■ | ■ | | | | | | ■■■ | ■ | ■ | ■■ | |
| Tubularia crocea | ■■■■■■ | | ■■■■ | ■■■■ | ■■■■■■ | ■■■■■■ | ■■■■■■ | ■■■■ | ■■ | ■■ | ■■ | ■ |
| Aglaophenia sp | | | | | | | | | | | ■■■■ | ■ |
| Obelia sp | | ■■■■■■ | | | | | | | | | | |
| Campanulariidae | ■ | ■ | ■ | ■■■■ | | | | | ■ | ■ | | ■■■■ |
| Sertularella sp | | | | | | | | | | | | ■■ |
| Coryne sp | | | ■■ | | | | | | | | | |
| Halecium sp | | | | | | | | | | | | ■■ |
| Scruparia ambigua | | | | | | | | | | ■■ | ■ | |
| Conopeum reticulum | | | | | | | | | ■ | | | |
| Diplosoma listerianum | | | | | | ■■ | | | ■ | ■■ | ■■ | |
| PLATELMINTI | ■ | | | ■ | | | | | | | | |
| POLICHETI | ■ | ■ | ■ | | | | ■ | | ■ | | ■ | ■ |
| DECAPODI | | ■ | | | | | | | | | ■ | |
| Anisopodi | ■ | | ■ | | | | | ■ | ■ | ■ | ■■■ | ■■ |
| Elasmopus rapax | | ■ | | | | ■ | ■ | | | | | |
| Elasmopus sp | | | | | | | | | ■ | | ■ | ■ |
| Ericthonius brasiliensis | ■ | | | | | | | | | | | |
| Jassa marmorata | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■■■ | ■■■ | ■■■■ | ■■■■ | ■ | ■ | ■ |
| Stenothoa valida | | | | | ■ | ■ | | ■ | | | | |
| Stenothoa sp | ■ | ■ | ■■ | ■■ | ■■ | ■■■■■ | ■■ | ■■■ | ■■■■ | ■■ | ■ | ■■ |
| Caprella equilibra | ■■■■■■ | ■■■■■ | ■■■ | ■■■■ | ■■■ | ■■ | ■■ | ■■■ | ■■■ | ■ | | ■■■ |
| Caprella penantis | ■■ | | | | | | ■ | ■ | ■ | ■ | | ■ |
| Tanystylum sp | | | ■ | ■ | | | ■ | ■ | | ■ | ■ | ■ |
| Endeis sp | ■ | | | | | | | | | | | |
| Anoplodactylus sp | ■ | | ■ | | | | | | | | | |
| Nudibranchi | ■ | ■ | ■ | ■ | | | ■ | | | ■ | ■ | |
| Mytilus galloprovincialis | | | | | | | | ■ | ■ | | ■■ | ■ |
| Musculus costulatus | ■ | | ■ | | | | ■ | | | | ■ | ■ |
| Hiatella arctica | | | | | | | | | | | ■ | |
| INDICE RICOPRIMENTO | | | | | | | | | | | NUMERO IND. | |
| + | ■ | | | | | | | | | | 1-50 | ■ |
| 1 | ■■ | | | | | | | | | | 50-100 | ■■ |
| 2 | ■■■ | | | | | | | | | | 100-500 | ■■■ |
| 3 | ■■■■ | | | | | | | | | | 500-1000 | ■■■■ |
| 4 | ■■■■■ | | | | | | | | | | 1000-2000 | ■■■■■ |
| 5 | ■■■■■■ | | | | | | | | | | >2000 | ■■■■■■ |

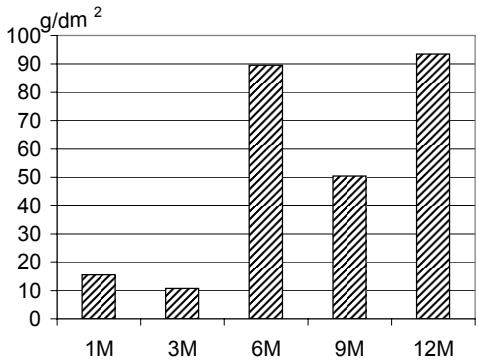



Fig. 2 - Biomassa del fouling sui pannelli dopo 1, 3, 6, 9 e 12 mesi (g/dm$^2$ di rete).
*Fouling biomass on panels after 1, 3, 6, 9 and 12 months (g/dm$^2$ of net).*

## Conclusioni

Anche se il fouling si insedia tutto l'anno risulta di maggiore gravità l'insediamento dei bivalvi, in particolare mitili a partire dai mesi primaverili ed estivi che vanno progressivamente ad occludere le maglie delle reti. La riduzione della biomassa del fouling in alcuni periodi sembra legata alla predazione da parte dei pesci attratti dall'impianto (Boero e Carli, 1977). La predazione del fouling da parte dei pesci è stata osservata anche durante le immersioni subacquee.

### Bibliografia

BOERO F., CARLI A. (1977) – Popolamenti animali riscontrati sulla rete della tonnarella di Camogli. Primo contributo. *Atti IX Congresso SIBM*: 161-169.

HODSON S.L., LEWIS T.E., BURKE C.M. (1997) – Biofouling of fish-cage netting: efficacy and problems of in situ cleaning. *Aquaculture,* **152**: 77-90.

HUGUENIN J.E., ANSUINI F.J. (1981) – Marine biofouling of synthethic and metallic screens. *Oceans 81 Conference Record*, Boston: 545-549.

MILNE P.H. (1975) – Fouling of marine cages, part 1. *Fish Farming Int*., **2**: 15-19.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 526-529

R. Scerbo, M. Magri[1], L. Balocchi[2], C. Mugnai[3], C. Barghigiani[4]

Istituto di Biofisica CNR, Area della Ricerca, Via G. Moruzzi, 1 - 56124 Pisa, Italia.
[1]ARPAT Mare, Piombino, Livorno, Italia.
[2]ARPAT Sezione Provinciale Pisa, Italia.
[3]ICRAM, Roma, Italia.
[4]CIBM, Livorno, Italia.

# MERCURIO NEI SEDIMENTI MARINI DA VADA A LIVORNO (MAR LIGURE)

## *MERCURY IN MARINE SEDIMENTS FROM VADA TO LIVORNO (TUSCANY, ITALY)*

***Abstract***

*This work reports the results of a study on mercury contamination in surficial and deep marine sediments along the coastal area between Vada and Livorno, which is affected by the presence of the* chlor-alkali *plant of Rosignano Solvay. The data obtained, together with those of previous research, underline a northward contamination that results to be higher in the deeper sediment layers. This can be explained by the marine circulation pattern and the decrease of mercury industrial release in recent time.*

***Key-words****: marine sediments, mercury contamination,* chlor-alkali.

## Introduzione

La fabbrica della Solvay Chimica Italia S.p.A si è insediata a Rosignano prima del 1920 ed i suoi scarichi industriali, prevalentemente quelli di mercurio e carbonati, hanno prodotto una consistente alterazione dell'ambiente marino antistante. Negli anni '80, furono misurate elevate concentrazioni di mercurio nelle acque (Barghigiani *et al*., 1981) e in una carota di sedimento prelevata a 1,5 miglia dalla costa davanti allo scarico dell'industria (Baldi e D'Amato 1986). Nei sedimenti della carota si evidenziava una concentrazione massima di mercurio in corrispondenza dei primi anni '70, periodo di massimo sversamento degli scarichi industriali, che poi diminuiva successivamente. Nel 2001 furono misurate concentrazioni elevate di mercurio anche a nord dell'area di Rosignano (Pellegrini *et al*., 2001) e confermati i risultati sulla distribuzione verticale del metallo nei sedimenti. Nel presente lavoro, svolto nel 2002, è stata studiata la distribuzione di mercurio nei sedimenti del tratto di costa compreso tra Caletta e il pontile della Solvay ed è stata messa in relazione ai risultati precedenti e ai dati relativi alle correnti marine dell'area.

## Materiali e metodi

Nelle stazioni riportate in Fig. 1 sono state raccolte carote di circa un metro e da ciascuna carota sono stati prelevati tre campioni di 2 cm di spessore, dei quali uno nello strato superficiale e gli altri due rispettivamente a 50 cm e a 100 cm. Ciascun campione è stato setacciato per separare la frazione granulometrica fine (<63 μm) secondo la metodologia messa a punto da Barghigiani *et al.* (1996). La frazione fine è stata quindi analizzata mediante spettrofotometria di assorbimento atomico con l'analizzatore di mercurio AMA 254 (Altec Ltd, Prague, Czec Republic). La procedura

analitica è stata controllata con materiale certificato GBW 07405 (suolo con concentrazione di Hg di 0,294±0,019 mg/g; valore determinato: 0,295±0,006 mg/g, n=20) della Hubey Geological Research Laboratory (Wuhan, China).

## Risultati

L'indagine condotta nel 2001 (Pellegrini *et al.*) ha evidenziato che l'area compresa tra Vada e Livorno presenta sedimenti superficiali contaminati da mercurio a partire da 200 m fino a circa 13 miglia di distanza dalla costa, con concentrazioni tra 0,3 e 2 μg/g. Valori molto alti nei sedimenti superficiali sono stati trovati fino a 10 miglia a nord di Rosignano.

Il presente studio mostra che tra il pontile Solvay e Caletta (Fig. 1) la concentrazione di mercurio nei sedimenti superficiali è piuttosto elevata, con un valore medio di 0,477 μg/g e un valore massimo di 1,141 μg/g, localizzato in prossimità della punta del pontile. Davanti a Caletta a circa 400 m dalla costa, i sedimenti presentano valori molto elevati (4,4 μg/g) nello strato profondo 50 cm. Tali valori risultano simili a quelli trovati tra 10 e 20 cm nelle due carote raccolte a 1,5 miglia a ovest dell'effluente industriale nel 1982 e nel 2001. Valori di concentrazione più bassi nei sedimenti superficiali rispetto a quelli più profondi sono stati riscontrati anche in altre due carote prese tra Vada e Rosignano nel 2001 (Pellegrini *et al.*, 2001).

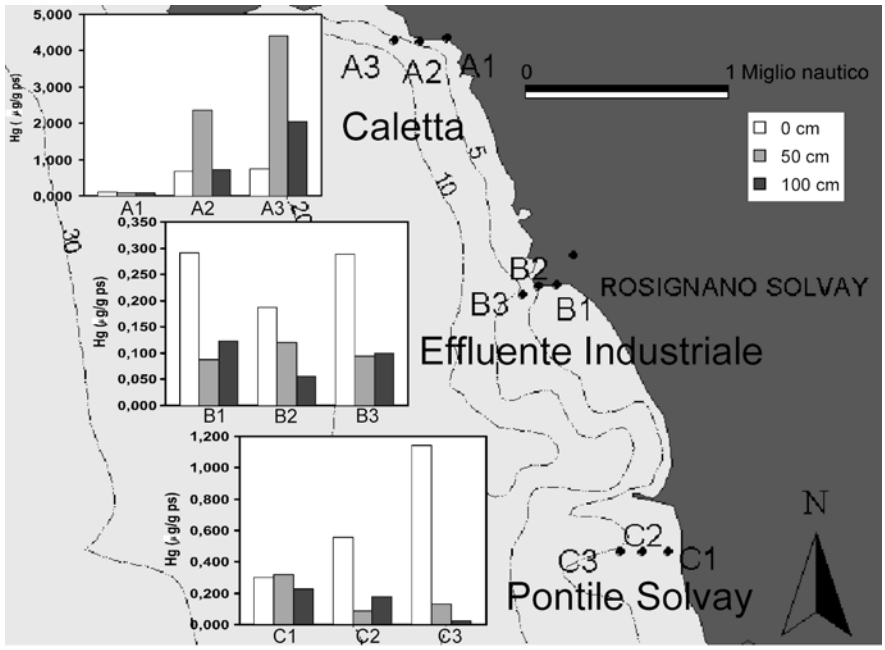



Fig. 1 - Area di studio. Sono riportate le stazioni di campionamento e gli istogrammi con le concentrazioni di mercurio nei tre livelli delle carote.

*Study area. Sampling stations and mercury concentrations in the three levels of the cores are reported.*

La distribuzione di mercurio osservata può essere causata dalle correnti. Infatti, da studi sulla circolazione delle acque (Astraldi e Gasparini, 1986; Leoni *et al*., 1992) nel sottobacino ligure delimitato a nord dalle Secche della Meloria e a sud dall'Isola d'Elba, che comprende la piattaforma costiera oggetto del nostro studio, si osservano cospicui e persistenti movimenti circolari, prevalentemente autunnali, con senso antiorario (Fig. 2). La circolazione vorticosa ed il drift costiero distribuiscono i sedimenti contaminati da Hg dall'area antistante Rosignano Solvay verso nord lungo la costa.

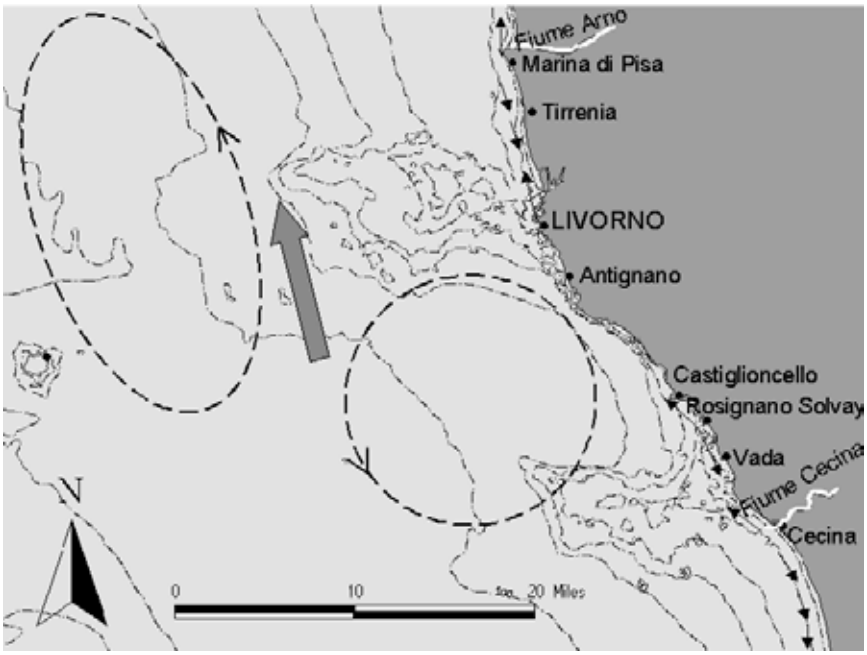



Fig. 2 - Circolazione marina dell'area. Sono indicati la direzione della corrente prevalente (freccia grigia), i drift costieri (frecce nere) e i movimenti circolari (linee tratteggiate) delle masse d'acqua (da Leoni *et al*., 1992 modificata).

*Marine circulation pattern for the study area. The direction of the prevailing current (grey arrow), the coastal drift (black arrows) and the small-scale gyres (dotted lines) are reported (by Leoni* et al., *1992, modified).*

## Conclusioni

Da questa indagine e da quelle effettuate precedentemente risulta che l'area compresa tra Vada e Livorno presenta una contaminazione da mercurio nei sedimenti superficiali che, partendo da Rosignano, si estende sulla piattaforma continentale per circa 13 miglia a largo e 10 miglia a nord.

La minor contaminazione dei sedimenti superficiali rispetto a quelli profondi riscontrata sia in passato che recentemente in vari punti dell'area studiata è probabilmente dovuta al maggiore inquinamento industriale degli anni '70, su cui con il tempo

si sono stratificati sedimenti meno contaminati. La distribuzione della contaminazione è da attribuirsi alle correnti costiere ed alla circolazione vorticosa caratteristiche dell'area. Il persistere negli anni di questo gradiente di concentrazione crescente con la profondità del sedimento fa pensare che non ci sia una consistente mobilizzazione del metallo dagli strati profondi a quelli superficiali.

**Bibliografia**

ASTRALDI M., GASPARINI G.P. (1986) - La circolazione costiera nel Mar Ligure orientale. *Boll. Mus. Biol. Univ. Genova*, **52**: 317-331.

BALDI F., D'AMATO M.L. (1986) – Mercury pollution in marine sediment cores near cinnabar deposits and a chlor-alkali plant. *Sci. Total Environ*., **57**: 111-120.

BARGHIGIANI C., FERRARA R., SERITTI A., PETROSINO A., MASONI A., MORELLI E. (1981) - Determination of reactive, total and particulate mercury in the coastal waters of Tuscany (Italy) by athomic fluorescence spectrometry. *Proc. V^es^ Journees Etud. Pollutions, Cagliari (Italy)*, C.I.E.S.M. 1980: 127-130.

BARGHIGIANI C., RISTORI T., LOPEZ ARENAS J. (1996) – Mercury in marine sediment from a contaminated area of the Northern Tyrrhenian Sea: <20 μm grain-size fractionand total sample analysis. *Sci. Total Environ*., **192**: 63-73.

LEONI L., SARTORI F., BATISTONI A., CORTOPASSI P. (1992) – Contributo allo studio del trasporto e e della distribuzione dei sedimenti recenti nell'alto Tirreno–Mar Ligure (Bacino compreso tra La Spezia e Livorno): dati granulometrici, mineralogici e chimici. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat., Mem., Serie A*, **99**: 109-151.

PELLEGRINI D., GIULIANI S., LUCAROTTI S., MELA F., MUGNAI C. (2001) - Indagine ambientale dell'area costiera di Rosignano Solvay. Relazione Tecnica ICRAM.

La presente ricerca è stata finanziata dalla Provincia di Pisa, Assessorato all'Ambiente e alle Politiche Energetiche, nell'ambito del progetto CNR-ARPAT "Mercurio 2000".

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 530-533

F. Simoni, C. Di Paolo, S. Nuti, L. Lepri, A. Melley, A. Gaddi
ARPAT Agenzia Regionale Protezione Ambientale della Toscana, Via Vallisneri, 6 - 55100 Lucca, Italia.

# ALGHE DINOFLAGELLATE EPIFITICHE NELLE SCOGLIERE DEL MARE TIRRENO SETTENTRIONALE

## *HARMFUL EPIPHYTIC DINOFLAGELLATES ON THE REEFS OF NORTH TYRRHENIAN SEA*

***Abstract***

*Epiphytic dinoflagellates have been recorded on the North Tuscany reefs.* Ostreopsis ovata *colonizes natural and artificial cliffs in late spring and summer, when it may produce intensive bloom.* Coolia monotis*,* Prorocentrum lima, P. emarginatum *and* Amphidinium *sp. are present all the year as motile forms. Toxicological bioassays showed the presence of biotoxins in some animals of the trophic web.*

***Key-words****: coastal water, Tyrrhenian Sea, phytobenthos, ecotoxicology.*

## Introduzione

La presenza di Dinoflagellati bentonici potenzialmente tossici sulle scogliere del Mare Tirreno settentrionale (Simoni *et al*., 2002), ci ha indotto ad attivare uno studio per approfondire le conoscenze su questi organismi. La legge italiana regola il monitoraggio del fitoplancton e il controllo delle tossine algali nei molluschi bivalvi eduli, ma non prende in considerazione i Dinoflagellati bentonici e le eventuali tossine accumulabili nel pesce. Questo studio si propone d'identificare e quantificare le specie epifitiche potenzialmente tossiche, e di conoscerne la diffusione nelle scogliere naturali ed artificiali lungo le coste della Toscana.

## Materiali e metodi

La ricerca è stata condotta da agosto 2000 a luglio '02, sulla scogliera artificiale davanti alla spiaggia di Marina di Massa e su quella naturale a sud di Livorno in acque più profonde ed oligotrofiche. Nelle stazioni dove si prevedeva la presenza di Dinoflagellati potenzialmente tossici, la frequenza di campionamento è stata mensile, con intensificazione nei periodi di massima fioritura. Le macroalghe, raccolte (*Corallina elongata, Cystoseira amentacea* v. *spicata*, ecc.) in due siti diversi (mare aperto ed insenature) d'ogni stazione, sono state agitate nell'acqua di campionamento per rimuovere i Dinoflagellati e successivamente pesate. L'acqua è stata filtrata, su maglie di 125 μm, per ridurre il materiale in sospensione ed il filtrato, di cui è stato misurato il volume, è stato esaminato per la stima della densità cellulare in camera di Utermöhl con microscopio rovesciato a 100× L'identificazione delle cellule è stata effettuata a 600× con illuminazione UV dopo colorazione delle placche tecali con calcofluor. Le ciguatossine sono state determinate con metodi immunologici (ELISA), mentre la verifica tossicologica con il "mouse test" (Vernoux J.P., 1994) è stata effettuata dal Centro di Ricerche Marine di Cesenatico.

## Risultati e conclusioni

Nel periodo compreso tra l'estate 2000 e quella del 2001 *Ostreopsis ovata* ha colonizzato le macroalghe delle scogliere naturali ed artificiali nella tarda primavera e inizio estate, quando la temperatura dell'acqua raggiunge 22 °C. Durante l'estate si è avuto il massimo sviluppo (Tab. 1), con estese fioriture soprattutto nelle scogliere di Marina di Massa. La concentrazione di *Ostreopsis ovata* è diminuita in autunno fino a scomparire apparentemente in inverno, quando sono comparse le forme di resistenza (cellule immobili con membrana ispessita raramente reperibili). Nel 2001 la ricerca è stata approfondita, riuscendo così ad identificare altre specie di Dinoflagellati epifitici potenzialmente tossici: *Coolia monotis, Prorocentrum lima*, *P. emarginatum*, *O. ovata* e *Amphidinium* sp. La densità di quest'ultimo taxon non è stata determinata a causa della sua sporadica presenza nelle macroalghe delle scogliere in studio. Le caratteristiche tropicali di *O. ovata* sono state confermate (Fig. 1) dalla capacità di questa specie di vivere in forma vegetativa solo per un periodo limitato dell'anno con temperature dell'acqua superiori a 13,5 °C, mentre gli altri dinoflagellati adattati ai climi temperati, sono presenti in forme mobili durante tutto l'anno. Si è rilevato, inoltre, che *C. monotis* e *Prorocentrum* sp. colonizzano prevalentemente *Cystoseira amentacea* v. *spicata* presente nelle insenature protette dal moto ondoso, mentre *O. ovata* predilige *Corallina elongata*.

Tab. 1 - Stima della densità di *Ostreopsis ovata* in due aree di monitoraggio.
*Evaluation of* O. ovata's *density in two monitoring areas.*

| Marina di Massa | | | Livorno | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Data | Temp. °C | *O. ovata* $ml^{-1}$ | Data | Temp. °C | *O. ovata* $ml^{-1}$ |
| 30/8/00 | 26,5 | >100 | | | |
| 27/9/00 | 22,5 | 11-100 | 01/12/00 | 17,5 | 1-10 |
| 01/12/00 | 14,5 | 1-10 | 14/2/01 | 12 | 0 |
| 04/5/01 | 16,9 | 0 | 29/4/01 | 15 | 0 |
| 01/6/01 | 20 | 0 | 22/6/01 | 22 | >100 |
| 09/8/01 | 26 | >100 | 03/8/01 | 23 | >100 |

Nella Fig. 1, per esigenza di chiarezza, non sono stati riportati i dati del "range" di seguito descritti. In ottobre si rileva la presenza di un'elevata concentrazione d'*O. ovata* nella scogliera di Livorno (range cell. $g^{-1}$ 16-94), e in minor densità di *C. monotis* (range cell. $g^{-1}$ 9-35) e di *P. lima* (range cell. $g^{-1}$ 5-40); a Massa, invece, troviamo un'esigua presenza d'*O. ovata* (range cell. $g^{-1}$ 2-23) e di *C. monotis* (range cell. $g^{-1}$ 0-1,6). In dicembre, si rileva una fioritura anomala per la bassa temperatura (C 13,9) d'*O. ovata* a Livorno (range cell. $g^{-1}$ 19-112), di *C. monotis* (range cell. $g^{-1}$ 9-34) e di *P. lima* (range cell. $g^{-1}$ 9-32). Nello stesso mese, a Massa le specie suddette non sono rilevabili. In febbraio, la fioritura di *C. monotis* continua a Livorno (range cell. $g^{-1}$ 0-57), mentre la concentrazione d'*O. ovata* scende a zero (range cell. $g^{-1}$ 0-4). In primavera *C. monotis* presenta una consistente fioritura a Livorno (range cell. $g^{-1}$ 2-53), quando, anche *Prorocentrum* sp. ha un abbondante sviluppo (range cell. $g^{-1}$ 0-20).

Nella scogliera di Massa, invece, lo sviluppo dei Dinoflagellati bentonici non è ancora evidenziabile. Infatti, anche nel mese di luglio, solo nella stazione di Livorno è rilevabile *O. ovata* (range cell. $g^{-1}$ 02-12), mentre sono in fioritura *C. monotis* (range cell. $g^{-1}$ 4-50) e *P. lima* (range cell. $g^{-1}$ 7-57). L'andamento di *Prorocentrum emarginatum* (Dinoflagellato non tossico) è simile a quello di *P. lima*.

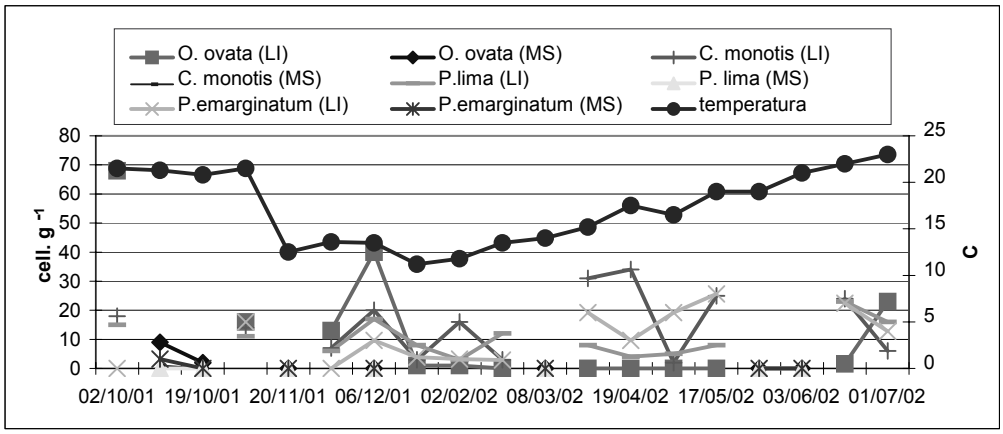



Fig. 1 - Concentrazione media dei Dinoflagellati in 1 g di macroalghe (peso umido).
*Mean concentration of the dinoflagellates in 1 g of macroalgae (wet weight).*

Inoltre, per evidenziare la produzione di tossine algali da parte di questi dinoflagellati - quali CT (ciguatossine) e DSP (Diarrethic Shellfish Poisons) - ed il conseguente accumulo nella catena alimentare, nell'inverno 2002 è stata effettuata un'indagine con metodi immunologici (ELISA). Le analisi hanno evidenziato la presenza di composti cigua-simili in un ampio spettro d'organismi dell'ecosistema scogliera (Tab. 2), anche se in basse concentrazioni. La verifica tossicologica sulla carne di scorfano, murena e polpo, gentilmente eseguita dal Centro di Ricerca Marine di Cesenatico, ha avuto esito "commerciabile" (termine usato dagli autori della metodica per indicare che il prodotto può essere venduto).

Da questi risultati emerge che nelle scogliere naturali (Livorno) sono presenti, per un lungo periodo dell'anno, diverse specie di Dinoflagellati bentonici, mentre in quelle artificiali (M. Massa) le stesse microalghe sono assenti o in esiguo numero fino a produrre improvvise e massicce fioriture nel periodo più caldo dell'anno. Infatti, nell'agosto 2002 sono state trovate, nelle scogliere di M. Massa, concentrazioni di oltre 10.000 cell. $g^{-1}$ d'*O. ovata* e oltre 1.000 cell. $g^{-1}$, cell. $g^{-1}$ di *C. monotis* (dati non riportati in tabella).

I dati fino ad oggi disponibili sulla catena alimentare, farebbero escludere con buona probabilità il rischio tossicologico per la salute umana conseguente al consumo dell'ittiofauna, presente nelle scogliere della Toscana. È in corso una seconda fase di studio mirata ad approfondire le conoscenze sulla biologia e la tossicologia di queste microalghe.

Tab. 2 - Risultati dei test per le ciguatossine ed acido ocadaico.
*Test results of ciguatoxins and okadaic acid.*

| Organismi | Tessuto | Cigua (µg $l^{-1}$) | DSP (µg $l^{-1}$) | Test sul topo (us g-) |
|---|---|---|---|---|
| *Scorpena porcus* (Scorfano nero) | muscolo | 0,9 | <2 | commestibile. |
| *Muraena helena* (murena) | ,, | 0,8 | <2 | ,, |
| *Conger* sp. | ,, | 1,0 | <2 | nd |
| *Galeodea* sp. | ,, | 0,9-1,3 | =5 | ,, |
| *Patella* sp. | ,, | 0,8 | nd | ,, |
| *Octopus vulgaris* (polpo) | tentacolo | 1,0 | ,, | commestibile |
| *Mullus surmuletus* (triglia) | muscolo | 0,8 | 0,9 | nd |
| *Crenilabrus* sp. (tordo) | ,, | 0,8 | nd | ,, |
| *Serranellus* sp. (perchia) | ,, | 0,8 | ,, | ,, |
| *Mitilus* sp. | ,, | 0,9 | ,, | ,, |
| *Labrus turdus* | ,, | 0,8 | 0,5 | ,, |
| *Mullus surmuletus* | ,, | 0,7-0,8 | 0-0,5 | ,, |
| *Boops salpa* (salpa) | ,, | 0,6-0,8 | 1,8-8 | ,, |

**Ringraziamenti**

Si ringrazia l'equipe del Centro di Ricerche Marine di Cesenatico per la gentile e fondamentale collaborazione nell'eseguire i test tossicologici su topo.

**Bibliografia**

SIMONI F., DI PAOLO C., COLI A., MACCHIA S., GIANFRANCHI U., PESCE D., RICCI S. (2002) - Microalghe planctoniche ed epifitiche potenzialmente tossiche: stato trofico delle acque litorali del Tirreno settentrionale. *Acqua & Aria*: 95-102.

VERNOUX J.P. (1994) – The mouse ciguatoxin bioassay: directions for use to control fish consumption. *Mem. Queensl. Mus*., **34**: 625-629.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 534-538

F. Spagnoli, F. Fiesoletti, A. Specchiulli, G. Bartholini, A. Conversi

ISMAR, Istituto di scienze Marine, Sezione di Lesina, Via Pola, 4 - 71010 Lesina (FG), Italia.
spagnoli@area.ba.cnr.it

# INDAGINE PRELIMINARE DELLO STATO TROFICO DEL GOLFO DI MANFREDONIA (ADRIATICO MERIDIONALE)

## *A PRELIMINARY INVESTIGATION ON TROPHIC STATUS OF THE GULF OF MANFREDONIA (SOUTHERN ADRIATIC)*

***Abstract***

*In this work are reported the preliminary results about investigations in May 2002 on trophic status of the Gulf of Manfredonia. Water column parameters (temperature, salinity, dissolved oxygen and fluorescence) and surface and bottom nutrient along 4 transects (3 perpendicular and 1 parallel to the coastaline) were measured. Physical-chemical parameters show a thermoaline stratification along 3 transects perpendicular to the coastaline, and surface nutrient patterns seem to be influenced by Adriatic ciclonic circulation.*

***Key-words:*** *trophic structure, coastal oceanography, physicochemical properties, nutrients.*

## Introduzione

Il Golfo di Manfredonia è situato lungo la costa occidentale del basso Adriatico; è delimitato a Nord dal Promontorio del Gargano, a Ovest dalla piana di Manfredonia, a Sud dalle prime alture dell'altopiano del Murge.

I venti predominanti spirano da N-NW e, subordinatamente, da S-SE e sono i responsabili delle correnti superficiali caratterizzanti l'area. All'interno del golfo si instaura una corrente ciclonica o anticiclonica quando i venti soffiano rispettivamente da nord-ovest o sud-est (Signell, comunicazione personale).

Sebbene i rischi di inquinamento siano molteplici per quella che è stata recentemente dichiarata dal ministero dell'Ambiente "area ad alto rischio ambientale", si è posta poca attenzione allo studio del suo assetto ecologico e finora non sono presenti in letteratura dati relativi allo stato trofico dell'area in esame.

## Materiali e metodi

Per procedere ad una valutazione preliminare dello stato trofico delle acque nel Golfo di Manfredonia sono state scelte alcune stazioni posizionate lungo 4 transetti (3 perpendicolari ed 1 parallelo alla linea di costa) in base alle conoscenze bibliografiche relative alle correnti del golfo ed allo sbocco dei principali fiumi (Fig. 1).

A maggio 2002 sono stati eseguiti, nelle stazioni prescelte, profili verticali (temperatura, salinità, ossigeno disciolto e fluorescenza) con sonda SBE 19Plus SEACAT e sono stati prelevati campioni d'acqua di superficie e fondo mediante campionatore tipo "rosetta" (SBE 32 Carousel Water Sampler). I campioni sono stati filtrati a bordo dell'imbarcazione, mediante filtri in acetato di cellulosa 0.45 µm e congelati a –20 °C fino al momento delle analisi.

Sui campioni d'acqua di superficie e di fondo sono state eseguite le analisi dei nutrienti ($NH_4$, $NO_3$, $NO_2$, $PO_4$, $Si(OH)_4$) con metodo spettrofotometrico secondo le metodiche riportate in Strickland and Parson (1972).

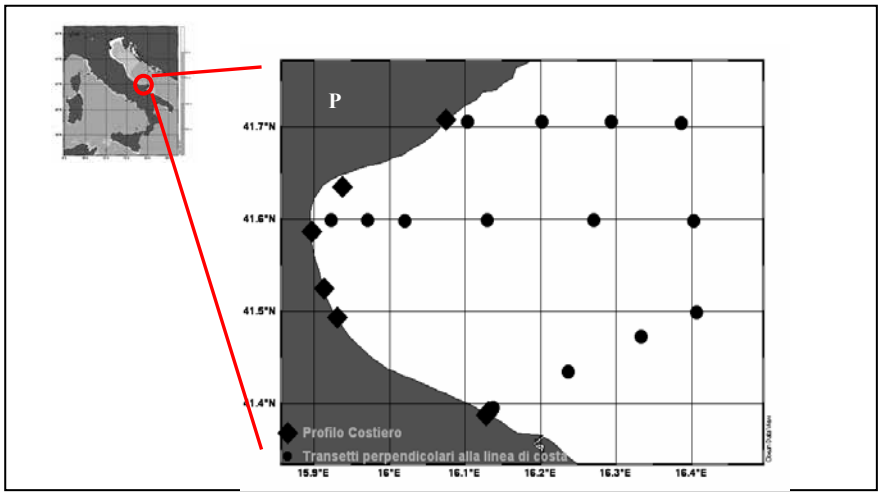



Fig. 1 - Mappa delle stazioni di campionamento nel Golfo di Manfredonia. (P: Petrolchimico).

*Station map in the Gulf of Manfredonia. (P: Petrolchemical)*

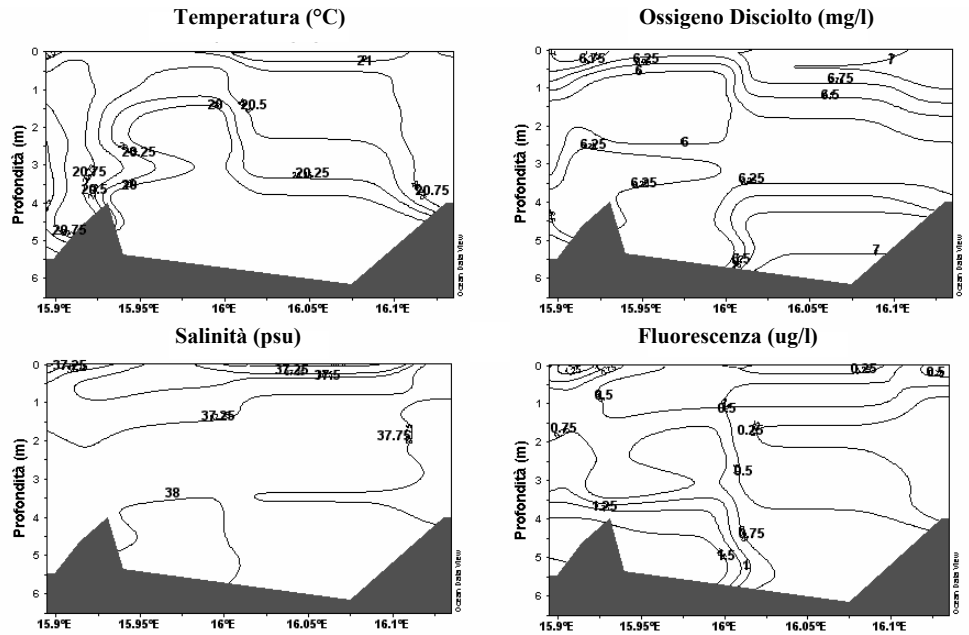



Fig. 2 - Parametri chimico – fisici (temperatura, ossigeno disciolto, salinità e fluorescenza) lungo il profilo costiero parallelo alla linea di costa.

*Chemical and physical parameters (temperature, dissolved oxygen, salinity and fluorescence) along the coastal profile parallel to the coastal line.*

## Risultati

I profili verticali della colonna d'acqua dei tre transetti costa - largo hanno evidenziato una stratificazione termoalina maggiormente pronunciata nelle stazioni più lontane dalla costa, a partire dai 3-4 m fino al fondo. L'ossigeno disciolto si mantiene intorno ai 5-6 mg/l nei primi 2 m, per poi raggiungere valori prossimi alla saturazione negli strati più profondi (7-8 mg/l). La fluorescenza mostra un incremento con valori maggiori sul fondo; il valore massimo (2 µg/l) è stato riscontrato in corrispondenza del transetto centrale.

Il profilo parallelo alla linea di costa, i cui parametri chimico-fisici sono riportati a titolo di esempio in Fig. 2, è caratterizzato da una stratificazione poco accentuata rispetto ai transetti costa-largo. Le differenze di temperatura tra strato superficiale e fondo non raggiungono i 2 °C. L'andamento della salinità è abbastanza uniforme lungo tutta la colonna d'acqua e lungo tutto il profilo, con un valore minimo di superficie (36,56 psu) registrato in corrispondenza del Petrolchimico (Fig. 1). L'ossigeno disciolto tende a diminuire nei primi 3-4 m per raggiungere valori uguali a quelli dello strato superficiale in prossimità del fondo. La fluorescenza tende ad aumentare in profondità, raggiungendo valori molto prossimi ad 1,5 µg/l.

Nelle Figg. 3 e 4 vengono riportati i grafici di dispersione superficiale (Fig. 3) e di fondo (Fig. 4) dei nutrienti ($NH_4$, $NO_3$, $PO_4$, $Si(OH)_4$), derivati dai tre transetti verticali rispetto alla linea di costa.

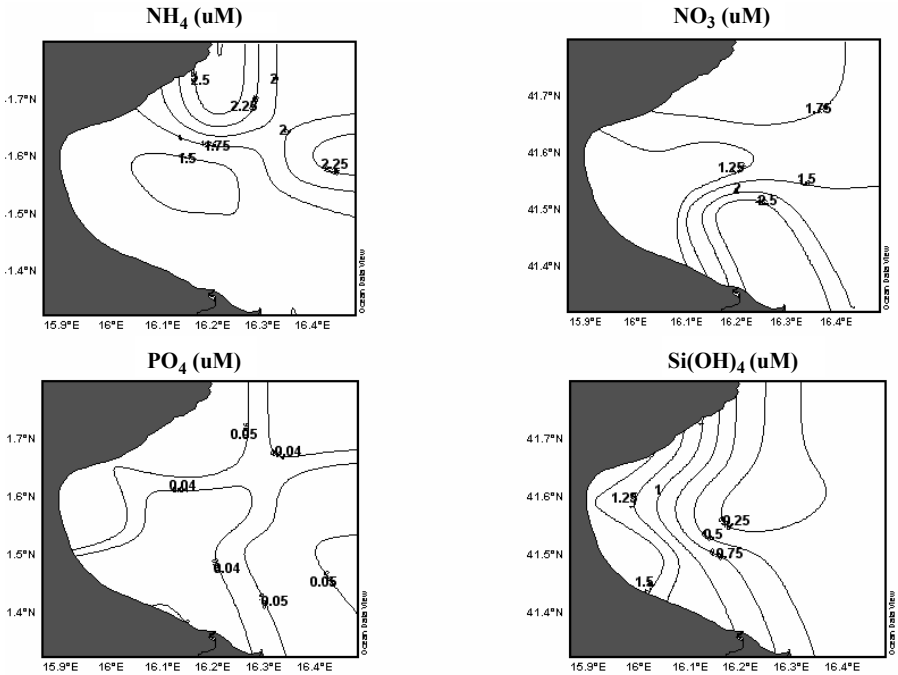



Fig. 3 - Dispersione superficiale di $NH_4$, $NO_3$, $PO_4$, $Si(OH)_4$.
*Surface dispersion of $NH_4$, $NO_3$, $PO_4$, $Si(OH)_4$.*

In superficie l'ammoniaca mostra una distribuzione con alti valori a nord-est che si estendono verso sud. I silicati si concentrano maggiormente sotto costa lungo tutto il profilo costiero. I nitrati presentano una zona a maggiore concentrazione nell'area a sud-est. Il fosforo reattivo invece non evidenzia nessun andamento particolare, ma solo bassi valori (≤0,03 μM).

In profondità l'ammoniaca mostra valori più alti nella zona nord-ovest, mentre i silicati sono più concentrati nelle due zone sud-ovest e nord-est. I nitrati mostrano la stessa distribuzione superficiale, mentre la distribuzione di fondo del fosforo mostra valori più alti lungo tutta la fascia settentrionale del golfo.

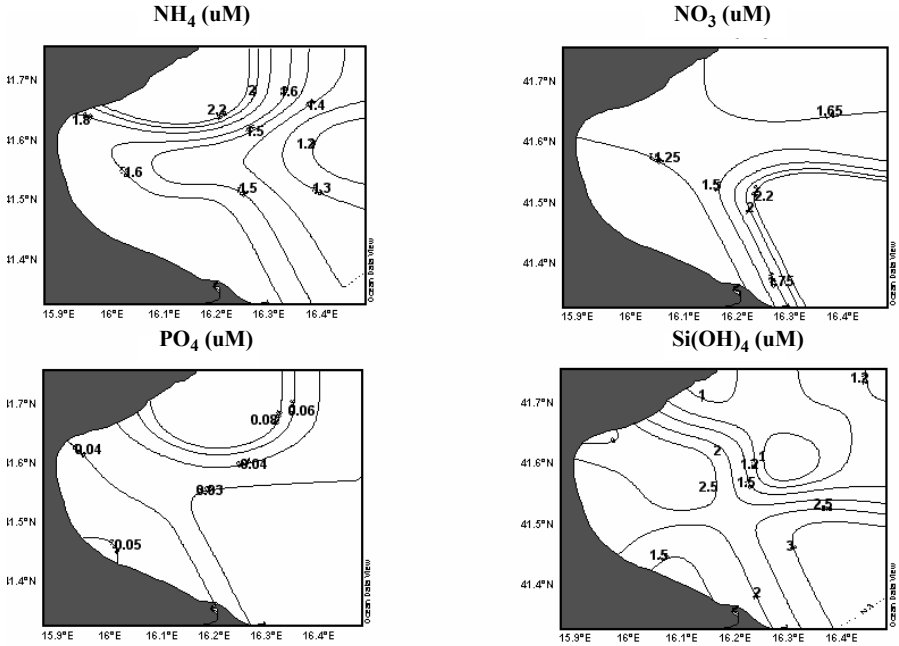



Fig. 4 - Dispersione sul fondo di $NH_4$, $NO_3$, $PO_4$, $Si(OH)_4$.
*Bottom dispersion of $NH_4$, $NO_3$, $PO_4$, $Si(OH)_4$.*

## Conclusioni

La stratificazione termoalina poco accentuata lungo il profilo parallelo alla linea di costa è da attribuire alla scarsa profondità ed al moto ondoso in prossimità della costa, che tendono ad omogeneizzare l'intera colonna d'acqua. L'incremento dei valori di fluorescenza lungo la colonna d'acqua indicano una maggiore attività fotosintetica negli strati di fondo.

L'andamento dei nutrienti negli strati superficiali sembra essere influenzato dalla corrente adriatica occidentale discendente (Artegiani *et al.*, 1997), che condiziona le concentrazioni nell'area settentrionale esterna del golfo, mentre gli strati pro-

fondi risultano avere un andamento più casuale dovuto probabilmente alla maggiore influenza dei sedimenti.

**Ringraziamenti**

Gli autori desiderano ringraziare i Sig.ri Giovanni Casolino e Primiano Schiavone per l'apporto tecnico dato durante la realizzazione della campagna di monitoraggio effettuata ed il Dott. Gerardo Carapella per la collaborazione durante l'elaborazione grafica.

**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. *Journal of Physical Oceanography,* **27**: 1492-1514.

STRICKLAND J.D.H., PARSON T.R. (1972) - A pratical handbook of sea water analysis. *Fisheries research board of Canada*, Ottawa. II. 14. II, **5**: 137 pp.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 539-542

L. Tunesi, C. Rais[1], S. Benhissoune[2], S. Agnesi, H. Bazairi[3], A. Benhamza[4], T. Di Nora, C. Franzosini[5], A. Limam[1], M. Manca Zeichen, G. Mo, A. Molinari, D. Nachite[6], M.E. Piccione, I. Sadki[2], E. Salvati

ICRAM, Istituto Centrale per la Ricerca scientifica Applicata al Mare, Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
[1]RAC/SPA - MAP UNEP, Tunis, Tunisia.
[2]Fac. Sci., Univ. d'Agadir, Morocco.
[3]Fac. Sci., Univ. Aïn Chock Casablanca, Morocco.
[4]Parc National d'Al Hoceima, Serv.Prov. Eaux et Forêts, Morocco.
[5]Shoreline s.c.r.l., Trieste, Italy.
[6]Fac. Sci., Univ. de Tetouan, Morocco.

# FIRST RESULTS OF THE STUDY OF THE MARINE COMPONENT OF THE NATIONAL PARK OF AL HOCEIMA (MEDITERRANEAN MOROCCO)

## *PRIMI RISULTATI DELLO STUDIO DELLA PARTE MARINA DEL PARCO NAZIONALE DI AL HOCEIMA (MAROCCO MEDITERRANEO)*

***Abstract***

*The elaboration of the zoning proposal and management plan of the marine part of Al Hoceima National Park carried out in the framework of the MedMPA Project, foresees data collection on a number of critical factors. The main results obtained through field activities carried out in September 2002 concerning benthic biocoenoses, icthyofauna and protected species such as the Mediterranean monk seal and* Patella ferruginea *point out the environmental relevance of the study area.*

***Key-words*****:** *marine parks, Alboran Sea.*

## Introduction

The Al Hoceima National Park is located on the Mediterranean Moroccan coast, 150 km east from the Gibraltar Strait, near the city of Al Hoceima. The park, covering a coastline of 47 km, encompasses environments of high biological value and its coast is dominated by rocky impervious cliffs reaching up to 600 m. ICRAM (Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare) in the framework of the MedMPA project funded by the European Union and coordinated by RAC/SPA (Regional Activity Center for Specially Protected Areas), has been entrusted with the scientific coordination of the data collection necessary for the elaboration of the zoning proposal of the marine component of the National Park of Al Hoceima. This contribution regards the information collected on some critical environmental components, present within this marine coastal area.

## Materials and methods

A preliminary mission was carried out in May 2002 to define the priority research activities to be conducted in future field missions. Due to the paucity of useful data, research activities were focused on the following aspects of high conservation relevance: benthic assemblages characterisation, fish species richness, presence and status of two endangered species (*Patella ferruginea* and the Mediterranean monk seal, *Monachus monachus*). The field survey was carried out in September 2002 and

involved a mixed group of scientists from Morocco, Italy and Tunisia.

A detailed cartographic map of the coastline at an approximate scale of 1:50,000 was created using a satellite LANDSAT 7 ETM + imagery, optical channel (PAN), with a resolution of 30 m. The image was georeferenced and corrected to match a Moroccan base map (1:203,000) performing an "image-to-map" registration technique (ENVI software, Research Systems, Inc.). The retrieved georeferenced coastline, digitised and imported onto GIS, was used to plan and carry out the first field campaign in September 2002.

A first geomorphological field study identified 5 main sub-homogeneous environmental units utilised to divide the coastal component of the study area (Fig. 1) so as to stratify the allocation of the field activities.

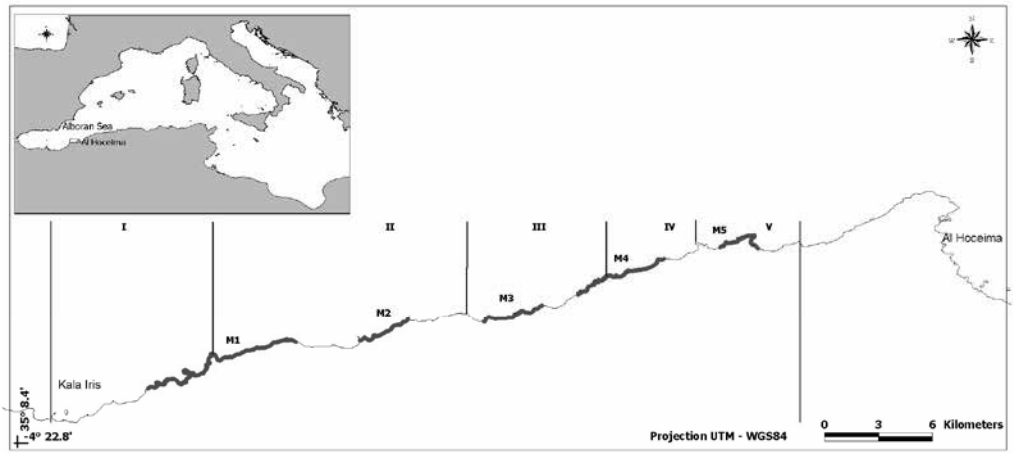



Fig. 1 - Study Area. The eastward and westward borders of the national park of Al Hoceima are shown. The 5 identified geomorphological units (I-V) and the five rocky stretches of coast patrolled for potential monk seal (*Monachus monachus*) habitat presence (M1-M5) are highlighted.

*Area di studio. Sono indicati i limiti ovest ed est del Parco Nazionale di Al Hoceima e le cinque unità geomorfologiche individuate. I tratti di costa evidenziati indicano i settori rocciosi indagati per la caratterizzazione degli habitat potenzialmente idonei alla presenza della foca monaca* (Monachus monachus) *(M1-M5).*

The benthic biocoenoses were studied through an underwater scuba diving survey. In each of the 5 sectors, 3 transects were performed moving from the coast towards offshore for 100 m. Steep zones were studied until 33 m of depth. The conspicuous macrobenthic species characterising the assemblages were identified and photographic documentation was collected in each transect.

Fish surveys were performed through 15 minute long scuba diving paths in order to acquire semi quantitative data on the fish species and size composition (Harmelin-Vivien *et al.,* 1985). Scuba diving paths were stratified on the basis of coastal units and four depth ranges (0-3; 4-7; 12-16; 24-30 m).

The presence of *Patella ferruginea* specimens throughout the coastal stretch of the study area was recorded. Morphometric (length and width) and density (number of specimens per linear meter of coast) data was collected in relation to sea wave exposition for specimens present in the Cala Iris Islet.

Monk seal coastal habitat data was collected by aquatic investigation of the main rocky cliff sectors so as to verify and document the presence of caves. Information on monk seal sightings was collected through a fishermen survey (Boyd and Stanfield, 1998).

## Results

The benthos study identified 72 taxa, produced drawings of transect profiles describing bottom typology and highlighted a very particular benthic assemblage distribution characterised by the presence of deep species in shallow waters (i.e. the madreporian *Dendrophyllia ramea*, found in a depth range of 24–37 meters). Moreover the benthic algal assemblage indicates an extremely high species richness (264 taxa: 57 Chlorophyceae, 52 Fucophyceae and 155 Rhodophyceae) characterised by Eastern Atlantic species that are indicative of the particular oceanography of the area.

Fish surveys were carried out within 4 of the 5 identified sectors (Fig. 1) due to logistical difficulties. Twenty-seven paths (19 on hard bottom and 8 on soft bottom) yielded a total record of 62 species. The most well represented families are sparids and labrids with respectively 15 and 14 species. Sectors II and III were characterized by the highest number of species (n 43). The fish assemblage was characterized by medium/small sized specimens in all the coastal sectors and particularly within sectors II, III and IV.

As far as endangered species are concerned, the sea limpet (*Patella ferruginea*) was found on all the five rocky sectors of the Park. The distribution of the limpets along the perimeter of Cala Iris islet was not homogeneous. The major part of the population was concentrated in its northern sector.

Five rocky coastal sectors (M1-M5) having a potential presence of monk seal caves were identified (Fig. 1). Aquatic inspection of sectors M1 and M5 revealed 2 caves in sector M5 and its adjacent area. Each cave is characterised by an emerged internal pebble beach that is relatively well protected from sea waves. The sighting reports indicate the historical and recent presence of *M. monachus* in the coastal stretch of the study area as well as farther west as Mstassa and east to Cap de l'Eau. Two monk seal observations were recorded within the park during the last five years.

## Conclusions

The present study points out the remarkable environmental value of the marine component of the Al Hoceima area. Benthic assemblages are very rich, diversified and characterised by Eastern-Atlantic species, in accordance with the results of previous studies (Benhissoune *et al*., 2001, 2002a, 2002b). The fish assemblage is rich in species but characterized by medium/small-sized specimens. This situation could be partially related to the observed widespread use of illegal fishing with explosives.

The presence of an important population of *Patella ferruginea* points out the relevance of the study area for the conservation of this species, thereby stressing the need to carry out further specific research.

Monk seal sighting information collected from fishermen interviews indicate that some individuals may transit in / utilise part of the study area. Collected data there-

fore supports the relevance ascribed to the study area for the monk seal. In fact the presence of this very endangered species along the Mediterranean Moroccan coast was claimed to be limited to the coastal area from Al Hoceima to Cap Trois Fourches (approximately 10 individuals) (Aguilar, 1998), but no monitoring activities are currently enacted and the future management plan of the marine protected area should thus contemplate conservation initiatives for the species such as monitoring, environmental awareness and protection of specific sites.

New field activities will be carried out in summer 2003 but the already collected data, which points out the important occurrence of some highly endangered species, emphasizes the environmental relevance of this coastal area. Moreover, the peculiarity of benthic and fish assemblages of the Al Hoceima coastal area, characterised by typically Eastern-Atlantic and South-Mediterranean species, stress the importance of this Marine Park in the domain of a Mediterranean network of marine protected areas.

**References**

AGUILAR A. (1998) - Current status of Mediterranean monk seal populations. In: *Meeting of experts on the implementation of the Action Plans for marine mammals (monk seal and cetaceans) adopted within MAP*. Arta, Greece, 29-31 October 1998. UNEP (OCA)/MED WG.146/4.

BENHISSOUNE S., BOUDOURESQUE C.F., VERLAQUE. M. (2001) - A check-list of marine seaweeds of the Mediterranean and Atlantic coasts of Morocco. I. Chlorophyceae Wille s. l. *Bot. Mar.,* **44** (2): 171-182.

BENHISSOUNE S., BOUDOURESQUE C.F., VERLAQUE. M. (2002a) - A check-list of marine seaweeds of the Mediterranean and Atlantic coasts of Morocco. II. Fucophyceae (Warming, 1884). *Bot. Mar.,* **45**: 217-230.

BENHISSOUNE S., BOUDOURESQUE C.F., PERRET-BOUDOURESQUE M., VERLAQUE M. (2002b) - A check-list of marine seaweeds of the Mediterranean and Atlantic coasts of Morocco. III. Rhodophyceae Rabenh. All Orders (except Ceramiales Oltm). *Bot. Mar.*, **45**: 391-412.

BOYD I.L., STANFIELD M.P. (1998) - Circumstancial evidence for the presence of monk seals in the West Indies. *Oryx*, **32** (4): 310-316.

HARMELIN-VIVIEN M.L., HARMELIN J.G., CHAUVET C., DUVAL C., GALZIN R., LEJEUNE P., BARNABE G., BLANC F., CHEVALIER R. (1985) - The underwater observation of fish communities and fish populations: Methods and problems. *Rev. Ecol. Terre Vie*, **40**: 467-540.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 543-546

N. Zizzo, N. Ungaro[1], J. Sebastio[2], I. Faccia[1], G. Strippoli[1]

Dip. Benessere e Sanità Animale, Facoltà di Medicina Veterinaria, Univ. Bari,
S.P. per Casamassima km 3 - 70010 Valenzano (BA), Italia.
[1]Laboratorio Provinciale di Biologia Marina, Bari, Italia.
[2]Scienze della Maricolt., Acquacolt. e Igiene dei prodotti Ittici, Facoltà di Med. Vet., Univ. Bari, Italia.

# LA MALATTIA DEL "RICCIO CALVO" (ECHINOIDEA) NEI MARI PUGLIESI

## *THE BALD SEA-URCHIN (ECHINOIDEA) DISEASE IN THE APULIA SEAS*

***Abstract***

*Individuals of* Paracentrotus lividus *Lamark (Echinodermata-Echinoidea) affected by the "Bald sea-urchin" disease have been collected in the southwestern Adriatic and northwestern Ionian coastal waters. Histo-pathology investigation pointed out the presence of wide dermal lesions and modifications of the internal organs. The pathology could be ascribed to the growth of bacterial strains (mostly* Vibrio vulnificus*) and it could be facilitated by environmental stress.*

***Key-words****: echinoderm, fisheries,* Paracentrotus lividus*, pathology,* Vibrio vulnificus*, Mediterranean Sea.*

## Introduzione

Le patologie assimilabili alla "Bald-sea-urchin" (riccio calvo) sono conosciute da circa un trentennio (Johnson, 1971). Tali patologie, riscontrate in molti areali geografici talvolta distanti migliaia di chilometri tra loro, colpiscono direttamente alcune specie di echinoidi regolari, causando focolai epidemici e mortalità di massa (Pearse *et al*., 1977; Bak *et al*., 1984; Hughes *et al*., 1985; Scheibling e Stephenson, 1984). Nel Mediterraneo sono stati osservati diversi episodi che hanno colpito e colpiscono con una certa ricorrenza popolazioni del riccio edule *Paracentrotus lividus* Lamarck (Hobaus *et al*., 1981; Azzolina, 1983; Maes *et al*., 1986). Anche nelle aree costiere pugliesi sono stati osservati focolai di malattia del riccio calvo con ripercussioni economiche di un certo rilievo, tenendo conto che tale specie è commercializzata a scopo alimentare (Marano *et al*., 1995).

In questa nota, oltre a confermare l'esistenza della malattia nelle acque costiere regionali, sono riportati alcuni risultati preliminari relativi ad indagini isto-patologiche e microbiologiche su alcuni esemplari di ricci raccolti in alcune aree dei mari pugliesi durante episodi conclamati di "malattia del riccio calvo", ed alcune ipotesi riguardo le cause di insorgenza della patologia.

## Materiali e metodi

I campioni di *Paracentrotus lividus*, in numero di 239, sono stati raccolti in diverse aree marine costiere della Puglia, sia sul versante adriatico (Bari, Brindisi e Otranto), sia sul versante ionico (Taranto e Gallipoli). Gli stessi campioni sono stati raccolti da operatori subacquei, dopo avere accertato le segnalazioni da parte di pescatori o altri soggetti circa la presenza sul fondo, in alcuni siti definiti, di echinoidi morti o significativamente danneggiati.

Il campione totale raccolto includeva sia individui affetti dalla malattia conclamata che individui apparentemente sani. Questi ultimi hanno rappresentato circa il 10% in

numero in tutti i siti in cui si sono verificati gli episodi osservati di malattia, e sono stati raccolti contemporaneamente agli individui con evidenti segni della patologia.

I campioni affetti dalla patologia, unitamente agli individui apparentemente sani raccolti nello stesso sito geografico (utilizzati come controllo), sono stati analizzati sia dal punto di vista anatomo-istopatologico che microbiologico. L'esame istopatologico è stato effettuato previa dissezione degli esemplari di *P. lividus* e il campionamento del dermascheletro, gonadi e apparato digerente, fissati in formalina neutra tamponata al 10% per 72 h. Successivamente si è provveduto alla decalcificazione delle strutture, alla processazione dei campioni e alla preparazione di sezioni istologiche (spessore 10-12 μm) colorate con ematossilina-eosina, tricromica di Mallory, tricromica di Azan-Heidenhain.

Le analisi microbiologiche sono state effettuate su campioni prelevati asetticamente dai soggetti con lesioni e da quelli apparentemente sani, ed erano costituiti da frammenti di tessuto ulcerato, gonadi e fluido celomatico. Dopo incubazione in Alcaline Pepton Water (APW), a 37 °C × 24 h, un'ansata del brodo di arricchimento è stata seminata su piastre di Tiosulfate Citrate Bile salt Sucrose (TCBS), incubate a 37 °C per 24 h. Sulle colonie sospette sono state effettuate le seguenti prove di identificazione: colorazione di Gram, test dell'ossidasi, prova della beta galattosidasi. L'identificazione biochimica è stata effettuata mediante sistema miniaturizzato Api 20 NE (BioMerieux-Francia).

## Risultati

I campioni affetti da patologia presentavano abrasioni che interessavano aree più o meno ampie, con diametro compreso tra 2 e 40 mm; le aree erano caratterizzate dal diradamento degli aculei e dei pedicelli, e dal colorito rosso intenso dell'epidermide (Figg. 1 e 2). Con l'aggravarsi delle lesioni si notava dapprima un sottilissimo strato biancastro, sul quale si instaurava un processo ulcero-necrotico che successivamente assumeva un colore verde scuro. Il dermascheletro subiva un progressivo assottigliamento sino, talvolta, a perforarsi. Gli organi interni apparivano sofferenti e di dimensioni ridotte rispetto ai campioni di controllo, in misura direttamente proporzionale all'entità della lesione. In particolare le gonadi si presentavano atrofizzate, soprattutto in corrispondenza delle regioni interessate dalle lesioni.

All'analisi microscopica si è osservata necrosi ed infiltrazione di amebociti nei tratti di lesione, atrofia e scompaginamento delle gonadi, dilatazione in forma cistica e calcificazione delle ghiandole intestinali.

Le analisi microbiologiche hanno consentito di isolare ceppi appartenenti alla famiglia Vibrionaceae, identificati come *Vibrio vulnificus,* nei campioni di echinoidi in cui gli effetti della patologia erano evidenti.

## Conclusioni

Le lesioni riscontrate sugli esemplari di *Paracentrotus lividus* analizzati, sono assimilabili a quelle già osservate da Hobaus *et al.* (1981), da Maes *et al.* (1986) e da Jangoux e Maes (1987) per popolazioni della stessa specie in aree costiere del Mediterraneo occidentale, e quindi si può affermare che la patologia del "riccio calvo" sia da annoverare tra quelle occasionalmente presenti nelle acque costiere pugliesi.

In letteratura il genere *Vibrio* (Jangoux e Maes, 1987) è riportato come responsabile anche in altri episodi patologici relativi alla stessa specie o ad altri echinoidi

(Gilles e Pearse, 1986). Nella nostra indagine è stato possibile isolare ed identificare ceppi appartenenti alla specie *V. vulnificus*.

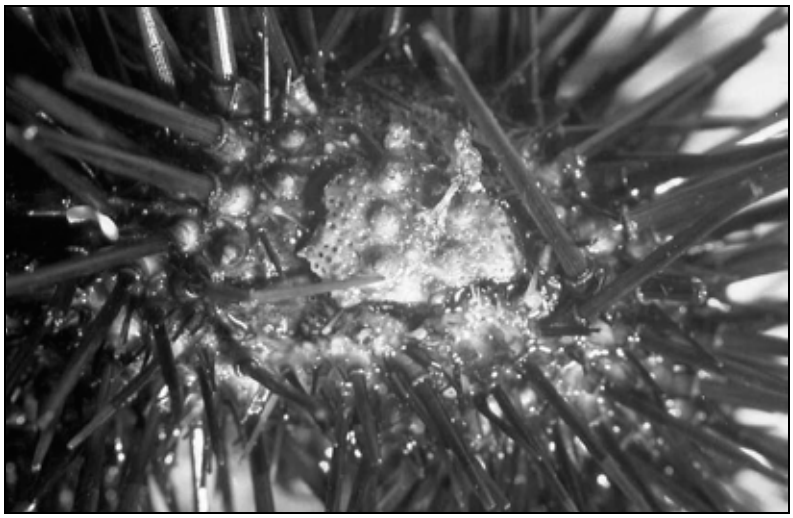


Fig. 1 - Esemplare di *Paracentrotus lividus* con evidente ulcerazione necrotizzata centralmente.
*Specimen of* Paracentrotus lividus *with plain ulceration (necrosis is highlighted in the middle of ulcer).*

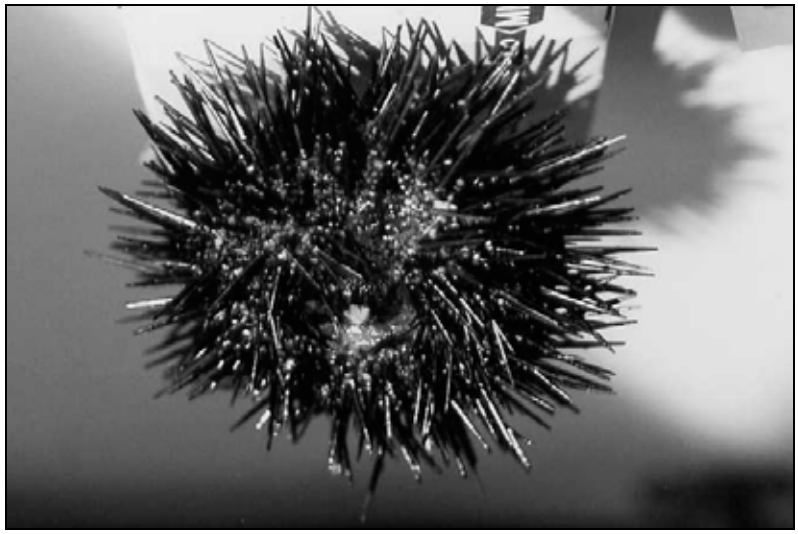


Fig. 2 - Esemplare di *Paracentrotus lividus* con aree soggette a caduta degli aculei.
*Specimen of* Paracentrotus lividus *with dermal zones characterised by loss of spines.*

Quindi si può ipotizzare che anche nel caso dei mari pugliesi sia l'infezione microbica la causa prima delle manifestazioni patologiche; la stessa crescita batterica è probabilmente favorita dalle condizioni di stress cui sono sottoposte le popolazioni di *P. lividus* in concomitanza di alterazioni delle caratteristiche oceanografiche delle acque costiere (Jangoux e Maes, 1987), quali ad esempio variazioni anomale dei valori di temperatura o diminuzione della salinità rispetto a quanto tipicamente riscontrabile nei siti investigati.

**Bibliografia**

AZZOLINA J.F. (1983) - Evolution de la maladie de l'oursin comestible *Paracentrotus lividus* (Lamark) dans la baie de Port-Cros (Var France). *Rapp. P.-V. Réun. Int. Explor. Scient. Mer Méditerr*., **28**: 263-264.

BAK R.P.M., CARPAY M.J.E., RUYTER VAN STAVENINCK E.D. (1984) - Densities of the sea urchin *Diadema antillarum* before and after mass mortalities on the coral reefs of Curacao. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **17**: 105-108.

GILLES K.W., PEARSE J.S. (1986) - Disease in sea urchins *Strongylocentrotus purpuratus*: experimental infection and bacterial virulence. *Dis. Aquat. Org.*, **1**: 105-114.

HOBAUS E., FENAUX L., HIGNETTE M. (1981) - Premières observations sur les lésions provoquées par une maladie affectant le test des oursins en Mèditerranée occidentale. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.,* **27** (2): 221-222.

HUGHES T.P., KELLER B.D., JACKSON J.B.C., BOYLE M.J. (1985) - Mass mortality of the echinoid *Diadema antillarum* Philippi in Jamaica. *Bull. Mar. Sci*., **36**: 377-384.

JANGOUX M., MAES P. (1987) - Les epizooties chez les oursins reguliers (Echinodermata). *Colloque international sur* Paracentrotus lividus *et les oursins comestibles, C.F. Boudouresque Ed., GIS Posidonie publ., Marseille*: 299-307.

JOHNSON P.T. (1971) - Studies on diseased urchins from Point Loma. *Ann. Rep. Kelp. Habit. Impr. Project* (1970-1971): 82-90.

MAES P., JANGOUX M., FANAUX L. (1986) - La maladie de l'oursin-chauve: ultrastructure des lésions et caractérisation de leur pigmentation. *Ann. Inst. Océanogr. Paris*, **62**: 37-45.

MARANO G., VACCARELLA R., PASTORELLI A.M., ROSITANI L. (1995) - Raccolta e consumo degli echinodermi in Puglia. *Biol. Mar. Medit.,* **2** (2): 393-394.

PEARSE J.S., COSTA D.P., YELLIN M.B., AGEGIAN C.R. (1977) - Localized mass mortality of the red sea urchin, *Strongylocentrotus franciscanus*, near Santa Cruz, California. *Fishery Bull*., **75**: 645-648.

SCHEIBLING R.E., STEPHENSON R.L. (1984) - Mass mortality of *Strongylocentrotus droebachiensis* (Echinodermata: Echinoidea) of Nova Scotia, Canada. *Mar. Biol*., **78**: 153-164.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 547-550

B. Boussaïd

Laboratoire de Biodiversité et de Biotechnologie, Institut National des Sciences et Technologies de la Mer, 28, Rue 2 mars 1934 - 2025 Salammbô, Tunisie.
Bechir.boussaid@instm.rnrt.tn

# ETUDE IN VITRO DE L'IMPACT DE XENOBIOTIQUES EN MILIEU MARIN SUR LES CELLULES BRANCHIALES DE L'HUÎTRE *CRASSOSTREA GIGAS*

## *STUDIO IN VITRO DELL'IMPATTO DI XENOBIONTI IN AMBIENTE MARINO SULLE CELLULE BRANCHIALI DELL'OSTRICA* CRASSOSTREA GIGAS

***Abstract***

*The effects of some environmental sea pollutants on the oyster* Crassostrea gigas *Thunberg, 1793 were evaluated by in vitro approach with the suspension gill cells that is possible to obtain in great number from some few animals. The effects of the heavy metals and pesticides on the isolated gill cells of the oyster were generally close to the obtained data with other cell models. Even this is preliminary, in vitro cytotoxic experiments show that bivalve cells can be used as bioassays in marine toxicology.*

***Key-words****: in vitro bioassay, ecotoxicology, heavy metals, pesticides, bivalves.*

## Introduction

La mise au point de microbiotests chez les bivalves est l'un des objectifs de plusieurs laboratoires d'ecotoxicologie dans le monde, qui souhaitent aussi proposer, associés à des modèles cellulaires, des biomarqueurs permettant d'évaluer rapidement l'effet cytotoxique et génotoxique de xénobiotiques présents dans le milieu marin, complétant ainsi la panoplie des tests déjà disponibles pour la surveillance de la qualité de l'eau de mer (algues, bactéries, embryons...) (Sauvant *et al.,* 1997). Ces méthodes doivent nécessairement répondre aux critères de sensibilité, rapidité, reproductibilité et de coût modéré, sachant que la sensibilité devra être appréciée par comparaison avec des tests normalisés applicables au milieu marin, comme par exemple le «Microtox» récemment normalisé (norme iso 11348).

## Méthodologie

Parmi les tests colorimétriques utilisés en routine pour des études de toxicité *in vitro*, nous avons utilisé le test MTT qui repose sur l'étude de l'activité des deshydrogénases mitochondriales qui montre une diminution de la production de formazan par rapport aux témoins par conséquent de la viabilité cellulaire. Nous avons mis en œuvre le test MTT après une incubation courte des cellules de branchies d'huîtres *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) en présence de contaminants métalliques, pour des concentrations en métal proches de celles détectées dans un milieu pollué.

Nous avons également étudié *in vitro* la toxicité de 6 produits phytosanitaires et celle du TBT pour une gamme de concentrations établie en fonction des doses évaluées dans l'eau de mer.

## Résultats

Le zinc mais aussi le cadmium se sont révélés cytotoxiques à des concentrations proches de celles mesurées dans les sédiments du milieu étudié et c'est notamment le cas pour le cuivre. Pour le plomb, nous n'avons noté aucun effet toxique (Fig. 1).

En ce qui concerne les produits phytosanitaires et le TBT, les doses cytotoxiques se sont révélées nettement supérieures à celles des concentrations mesurées dans l'eau du milieu étudié mais nos expériences n'ont duré que 5 jours – Il conviendrait de réitérer de tels essais sur un temps plus long (Fig. 2).

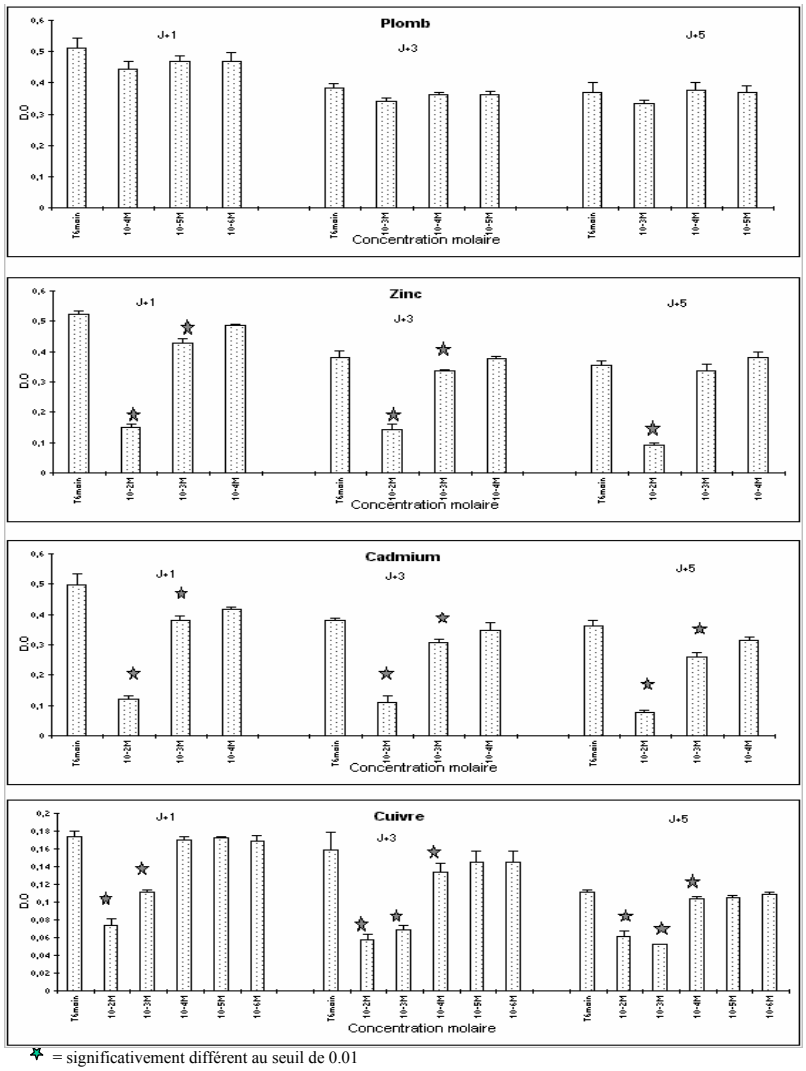
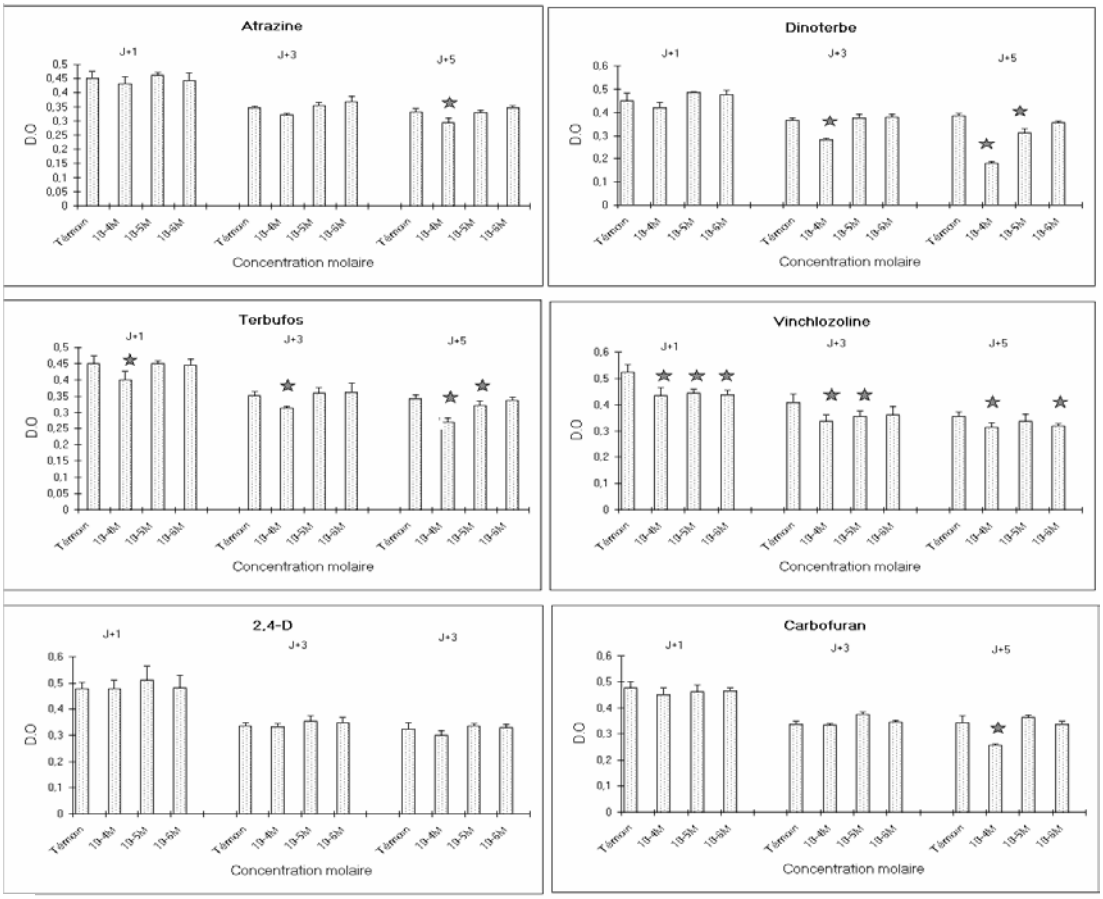
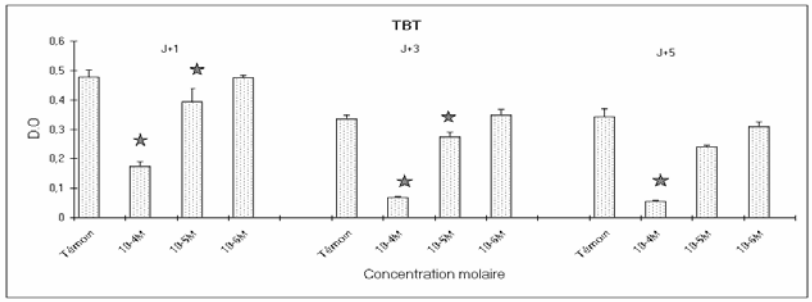



Fig. 1 - Effets de sels de métaux lourds sur les cellules branchiales en suspension évalués par le test MTT.

*Effetti dei sali di metalli pesanti sulle cellule branchiali in sospensione valutati con il test MTT.*




★ = significativement différent au seuil de 0.01

Fig 2 - Effets des pesticides et du TBT sur les cellules branchiales en suspension évalués par le test MTT.

*Effetti dei pesticidi e del TBT sulle cellule branchiali in sospensione valutati con il test MTT.*

## Conclusion

Les doses cytotoxiques que nous avons déterminées au cours de la présente étude sont du même ordre de grandeur et parfois même inférieures à celles qu'indiquent des auteurs tels que Sandbacka *et al.* (1999); Saito *et al*. (1991); Babich et Börenfreund (1987 a et b), qui évaluent l'impact des xénobiotiques sur des lignées de cellules de poissons par un autre test donnant aussi des réponses d'ordre global, «le test Rouge Neutre», basé sur l'aptitude des lysosomes des cellules viables à capter le colorant. C'est le cas pour le zinc, le cadmium, le cuivre et pour le carbofurane. En revanche, pour d'autres xénobiotiques tels que le plomb (Sandbacka *et al.*,1999; Babich *et al.*, 1986) et le 2-4D, des doses non toxiques sur notre modèle, le sont sur des cultures de cellules de poissons.

Cette présente étude de cytotoxicité *in vitro* montre que les cellules de bivalves peuvent être utilisées comme bioessais en toxicologie marine, même si des résultats ne sont que préliminaires.

**Bibliographie**

BABICH H., BÖRENFREUND E. (1987a) - Fathead minnow FHM cells for use in vitro cytotoxicity assays of aquatic pollutants. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, **14**: 78-87.

BABICH H., BÖRENFREUND E. (1987b) - In vitro cytotoxicity of organic pollutants to bluegill sunfish. *Environ. Res.*, **42**: 229-237.

BABICH H., PUERNER J.A., BORENFREUND E. (1986) - In vitro cytotoxicity of metals to bluegill (BF-2) cells. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **15**: 31-37.

SAÏTO H., IWAMI S., SHIGEOKA T. (1991) - In vitro cytotoxicity of 45 pesticides to goldfish GF-Scale (GFS) cells. *Chemosphere*, **23** (4): 525-537.

SANDBACKA M., PART P., ISOMAA B. (1999) - Gill epithelial cells as tools for toxicity screening - comparison between primary cultures, cells in suspension and epithelia on filters. *Aquat. Toxicol.*, **46** (1): 23-32.

SAUVANT M.P., PEPIN D., BOHATIER J., GROLIERE C.A., GUILLOT J. (1997) - Toxicity assessment of 16 inorganic environmental pollutants by six bioassays. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, **37** (2): 131-140.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 551-555

G.D. Ardizzone, A. Belluscio, P. Carpentieri, F. Colloca
M. Gabellini*, P. La Valle*, L. Nicoletti*

Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università di Roma "La Sapienza",
V.le dell'Università, 32 - 00185 Roma, Italia.
*ICRAM,Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.

# CARATTERIZZAZIONE DI UN SITO COSTIERO PER IL PRELIEVO DI SABBIE RELITTE: LE VARIAZIONI STAGIONALI DEL POPOLAMENTO ITTICO

## *CHARACTERIZATION OF A COASTAL SITE FOR "RELICT SANDS" EXTRACTION: SEASONAL VARIATIONS OF DEMERSAL ASSEMBLAGE*

***Abstract***

*Using "relict sands" to prevent the modification on shorelines is increasing in importance. Nevertheless knowledge on the impact of these activities on the demersal assemblages is still lacking. To characterize the coastal site, trawl surveys have been carried out before dredging. Season and benthic communities are the factors that mainly influenced the presence and distribution of demersal fauna.*

***Key-words:*** *fishery resources, seasonal variations, Tyrrhenian Sea.*

## Introduzione

L'impiego di sabbie relitte per il ripascimento di litorali erosi sta diventando sempre più diffuso nell'area tirrenica. Tuttavia le conoscenze sull'impatto di tali attività sulle associazioni di specie ittiche costiere sono ancora limitate.

Questo lavoro si inserisce nell'ambito di un progetto (ICRAM-Regione Lazio) per lo studio di impatto ambientale connesso allo sfruttamento di sabbie relitte a fini di ripascimento lungo la piattaforma continentale laziale. Campagne periodiche di pesca a strascico sono state effettuate con lo scopo di caratterizzare il sito prima del prelievo di sabbie e verificare quindi possibili modificazioni delle struttura delle associazioni ittiche imputabili eventualmente alle attività di estrazione. Scopo di questo lavoro è quello di definire la struttura delle comunità presenti ed evidenziare le modificazioni stagionali, quali e quantitative, nelle associazioni ittiche presenti nel sito in esame.

## Materiali e metodi

L'indagine ha previsto campionamenti con rete a strascico nei mesi di gennaio, maggio e settembre 2002 su 9 stazioni (M1 individuata a 20 di profondità, M7 a 30 m, M2, M5 e M8 tra 48 e 50 m, M3, M6 e M9 a 70 m di profondità, e M4 posta a 90 m di profondità), comprese tra le foci dei fiumi Chiarone e Marta (Lazio settentrionale, Montalto di Castro). I campionamenti hanno avuto una durata di un'ora e sono stati effettuati nelle ore diurne. I rendimenti sono stati calcolati come numero di individui per chilometro quadrato (n/km$^2$). Su tutti gli individui campionati sono state effettuate misure di lunghezza, determinazione del sesso e dello stadio di maturità sessuale. Successivamente, le stazioni di campionamento sono state classificate in base alla similarità nel popolamento demersale impiegando l'indice di Bray-Curtis e la Cluster Analysis (Clarke e Warwick, 1994). I pesci pelagici (Clupeidae e *Scomber scombrus*)

sono stati rimossi dalla matrice di abbondanza delle specie alle diverse stazioni prima dell'analisi dei dati.

## Risultati

La cluster analysis (Fig. 1), ha evidenziato, al 55% di similarità, la presenza di 5 raggruppamenti principali di stazioni. Il gruppo I comprende una stazione costiera posta intorno ai 20 m di profondità, con un popolamento bentonico molto particolare, caratterizzato dall'alga rossa *Peyssonnellia iponoema*, specie tipica dei popolamenti sciafili infralitorali. Le specie ittiche qui presenti nei tre periodi dell'anno sono prevalentemente specie tipiche dei fondi duri e detritici: *Trigloporus lastoviza*, *Arnoglossus thori*, *Mullus surmuletus*, *Scorpaena notata* e *Octopus vulgaris.*

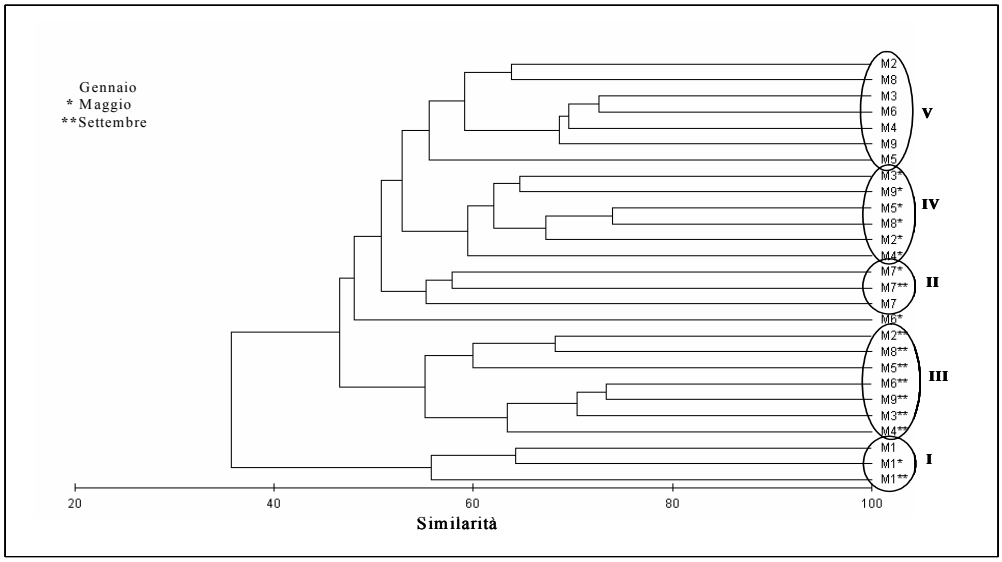



Fig. 1 - Dendrogramma (*Cluster analysis*) delle stazioni di campionamento ottenuto utilizzando, il *group-average clustering* a partire da matrici di similarità di Bray-Curtis calcolate sui valori di abbondanza dei diversi organismi demersali catturati nell'area in esame.

*Dendograms of the trawl stations surveys derived from group-average clustering (Bray-Curtis matrix) using demersal species abundance.*

Il gruppo II comprende una stazione posta a 30 m di profondità, caratterizzata da fondi misti fango-sabbiosi che costituiscono un ambiente ecotonale di passaggio verso i fondi fangosi presenti tra 40 e 90 m di profondità; le specie dominanti in questo secondo gruppo sono *Trigla lucerna*, *Gobius niger* e *Arnoglossus laterna,* con rendimenti sempre abbastanza costanti nel corso delle tre campagne. I fondi fangosi presenti più al largo sono caratterizzati da un popolamento bentonico ascrivibile alla biocenosi dei fanghi terrigeni costieri. I gruppi III, IV e V si separano prevalentemente per le differenti abbondanze stagionali delle specie principali, ed in particolare

per la presenza di giovanili di specie quali *Pagellus erythrinus*, *Spicara flexuosa*, *Trachurus mediterraneus* (in gennaio), *Merluccius merluccius* (in maggio e settembre), *Mullus barbatus* e *Trisopterus minutus capelanus* (in settembre) (Fig. 2 e Tab. 1). I Cefalopodi, *Illex coindetii, O. vulgaris* e *Loligo vulgaris*, hanno mostrato rendimenti elevati soprattutto nel mese di settembre, anche in questo caso grazie alla presenza di numerosi giovanili (Fig. 2 e Tab. 1). L'abbondanza di *P. erythrinus* rilevata a maggio,

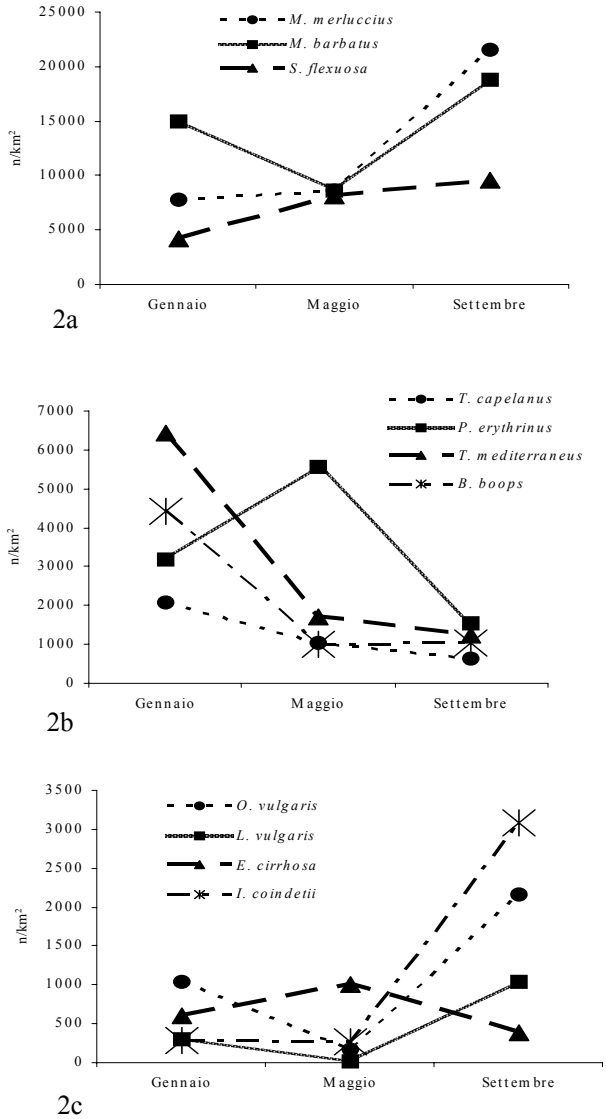



Fig. 2 - Rendimenti (n/km²) ottenuti nei diversi periodi di campionamento per le specie dominanti. *Relative abundance (n/km²) of dominant species during the different period of the survey.*

coincide con la presenza di animali con gonadi mature ed è quindi probabilmente imputabile al comportamento di aggregazione riproduttiva della specie (Somarakis e Machias, 2002).

Tab. 1 - Taglie medie (cm), con deviazione standard, per le specie dominanti catturate nei tre periodi di campionamento.
*Mean length (cm), with standard deviation, of dominant species obtained during the period of the survey.*

| | Gennaio | | Maggio | | Settembre | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Lt (cm) | ds | Lt (cm) | ds | Lt (cm) | ds |
| *M. merluccius* | 17,9 | 4,69 | 13,9 | 5,5 | 13,4 | 3,38 |
| *M. barbatus* | 10,4 | 2,16 | 14,2 | 2,69 | 8,0 | 2,97 |
| *P. erythrinus* | 10,0 | 3,43 | 15,9 | 4,09 | 14,6 | 4,58 |
| *B. boops* | 14,6 | 2,53 | 16,9 | 2,92 | 16,0 | 1,72 |
| *T. m. capelanus* | 15,0 | 2,43 | 15,2 | 1,9 | 13,8 | 2,41 |
| *S. flexuosa* | 9,8 | 2,14 | 12,4 | 1,88 | 13,3 | 3,06 |
| *T. mediterraneus* | 15,1 | 2,95 | 19,5 | 4,8 | 18,0 | 7,02 |
| | Lm (cm) | ds | Lm (cm) | ds | Lm (cm) | ds |
| *E. cirrhosa* | 4,8 | 0,94 | 7,9 | 1,44 | 5,7 | 0,91 |
| *I. coindetii* | 12,5 | 3,37 | 15,6 | 2,49 | 11,7 | 1,78 |
| *L. vulgaris* | 14,1 | 4,11 | | | 8,5 | 2,43 |
| *O. vulgaris* | 6,0 | 2,12 | 10,7 | 2,52 | 5,9 | 1,41 |

La cluster analysis evidenzia un'unica stazione, la M6, posta a 70 m di profondità ed effettuata nel mese di maggio. Il popolamento ittico di questa stazione è caratterizzata dalla presenza di specie poco abbondanti nelle altre cale e stagioni, quali *Zeus faber*, *Solea vulgaris* ed *Eledone moschata*.

## Conclusioni

Le differenti biocenosi bentoniche e la stagionalità sono i fattori che maggiormente hanno influenzato la distribuzione e l'abbondanza delle specie ittiche rinvenute. L'effetto strutturante del tipo di sedimento e del benthos appare fondamentale per le specie più legate al fondo, come già rilevato nel Mar Tirreno (Colloca *et al*., 2003) e nel Golfo del Leone (Gartner *et al*., 1999). Le stazioni poste sui fondi detritici dell'infralitorale caratterizzati dall'alga rossa *P. iponoema* (M1) si separano, infatti, nettamente da quelle poste in corrispondenza di fondi sabbio-fangosi (M7) o da quelli fangosi con popolamento ascrivibile ai Fanghi Terrigeni Costieri (M2, M3, M4, M5, M6, M8 e M9). La stagionalità poi determina delle fluttuazioni di abbondanza legate prevalentemente ai processi di reclutamento. L'area si è dimostrata, infatti, una importante zona di nursery per specie di interesse commerciale, quali la triglia, il fragolino e il merluzzo, ma anche sugarelli, polpi e moscardini. E' possibile, quindi, evidenziare l'importanza di questa area per il mantenimento dei cicli biologici di numerose specie ittiche. Il rischio di modificazione dell'eterogeneità del fondale e una conse-

guente diminuzione della ricchezza specifica a livello della fauna demersale, devono condizionare e far riflettere sulle scelte a favore o contro interventi di prelievo di sabbie lungo questo tratto di costa.

**Bibliografia**

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.

COLLOCA F., CARDINALE M., BELLUSCIO A., ARDIZZONE G.D. (2003) - Pattern of distribution and diversity of demersal assemblages in the central Mediterranean sea. *Est., Coast. Shelf Sci.,* **56**: 469-480.

GAERTNER J.C., MAZOUNI N., SABATIER R., MILLET B. (1999) - Spatial structure and habitat associations of demersal assemblages in the Gulf of Lions: a multicompartmental approach. *Mar. Biol.,* **135**: 199-208.

SOMARAKIS S, MACHIAS A. (2002) - Age, growth and bathymetric distribution of red pandora (*Pagellus erythrinus*) on the Cretan shelf (Eastern Mediterranean). *J. Mar. Biol. Assoc.* UK, **82** (1): 149-160.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 556-559

A. Belluscio*, G.D. Ardizzone*, M. Conticelli, C. Pellicciari

*Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università di Roma "La Sapienza", V.le dell'Università, 32 – 00185 Roma, Italia.

# PRIMA DOCUMENTAZIONE FOTOGRAFICA DI UNA FEMMINA OVIGERA DI *TREMOCTOPUS* SP. (OCTOPODA, TREMOCTOPODIDAE) NEL MEDITERRANEO

# *FIRST PHOTOGRAPHIC DOCUMENTATION OF A OVIGEROUS FEMALE OF* TREMOCTOPUS *SP. (OCTOPODA, TREMOCTOPODIDAE) IN THE CENTRAL TYRRHENIAN SEA*

***Abstract***

*The first encounter with a live female blanket octopus (*Tremoctopus *sp.) (Octopoda, Tremoctopodidae) is reported in the Mediterranean. The specimen was found in the superficial water of the island of Ponza (central Tyrrhenian sea) in the August of 2002 and was approx 130 cm total length and a completely mature female carring external eggs. Photos and general information are reported.*

***Key-words****:* Tremoctopus *sp., Tyrrhenian Sea, Mediterranean.*

## Introduzione

In questa nota si riporta dell'avvistamento di una femmina ovigera di un cefalopode considerato presente, ma poco comune, nel Mediterraneo, l'ottopode pelagico *Tremoctopus* sp. (Octopoda, Tremoctopodidae). L'avvistamento di un esemplare vivo e in buone condizioni è quindi un evento raro e le fotografie riportate sono, a quanto noto agli Autori, le prime per questo genere in Mediterraneo.

## Materiali e metodi

L'avvistamento è stato effettuato sottocosta, a 1 m di profondità, nel corso di immersioni per campionamenti biologici nelle acque dell'isola di Ponza (Tirreno centrale), in località Chiaia di Luna (Lat. 40°53,864N - Long. 12°56,553E), nel mese di agosto 2002.

## Risultati e conclusioni

L'esemplare di *Tremoctopus* sp., conosciuto come "polpo con il velo", avvistato e fotografato, è una femmina di circa 130 cm di lunghezza totale (8-10 cm LM), con una evidente massa di uova appesa ventralmente, alla base delle braccia. L'esemplare appariva in buone condizioni di salute. Nonostante sia considerata non particolarmente rara nelle nostre acque, questa specie viene solo accidentalmente catturata dagli attrezzi da pesca e le segnalazioni in mare sono rarissime.

La sistematica dei Tremoctopodidae Brock, 1882 è stata rivista solo di recente da Thomas (1977) e Mangold *et al*. (1996); essi riconoscono le specie *Tremoctopus gracilis* (Eydoux and Souleyet, 1852), che vive nell'Oceano Indiano e nel Pacifico, *T. gelatus* Thomas, 1977, presumibilmente cosmopolita nei mari profondi temperati e tropicali, *T. robsoni* Kirk, 1884, conosciuto nelle acque della Nuova Zelanda e

*T. violaceus* Delle Chiaje, 1830 che vive nell'Oceano Atlantico e nel Mediterraneo.

La famiglia Tremoctopodidae è caratterizzata da un dimorfismo sessuale molto spinto e dalla presenza di una ampia membrana tra le braccia dorsali e dorsolaterali. La femmina di *T. violaceus*, la specie mediterranea, raggiunge 1 m di lunghezza totale mentre il maschio arriva appena a 15 mm LM (Thomas, 1977). Si tratta probabilmente di uno dei dimorfismi sessuali più spinti tra gli organismi marini non parassiti.

Figg. 1, 2 e 3 - Il "polpo con il velo" (*Tremoctopus* sp.) che nuota nelle acque di Ponza (Tirreno centrale).

*Female blanket octopus (*Tremoctopus *sp.) swimming in the waters of Ponza (central Tyrrhenian Sea).*

Le braccia della femmina sono diverse per dimensioni e forma: quelle dorsali e dorsolaterali sono nettamente più lunghe delle altre e sono connesse da una estesa membrana di colore rosso scuro. Le braccia dorsolaterali (II) sono robuste e appiattite lungo la superficie orale, le dorsoventrali e ventrali (III e IV) non presentano particolari modificazioni. Come proposto da diversi Autori, probabilmente le braccia ventrali libere sono utilizzate per la predazione mentre quelle dorsali, munite di membrana, possono avere importanza nel trattenere e proteggere le uova e nella navigazione.

La testa porta grandi occhi laterali e appare più larga dell'apertura del mantello, presenta superiormente due pori acquiferi ai quali corrispondono ventralmente, bilate-

ralmente al sifone, due altri pori più piccoli, e dal termine greco "trema" ossia foro, ha appunto origine il nome scientifico del genere (Jatta, 1896). Thomas (1977) fornisce una dettagliata descrizione della specie e delle sue 5 fasi di sviluppo larvale.

Fig. 4 - Sono evidenti le uova appese alla base delle braccia della femmina di *Tremoctopus* sp. *Female blanket octopus (*Tremoctopus *sp.) carring external eggs.*

La colorazione dei maschi è meno intensa di quella delle femmine. Le braccia non sono modificate negli adulti; la membrana è sottile ed uniforme. Il braccio ectocotilizzato è grande e modificato (Thomas, 1977). Alla maturità, l'intero sacco delle spermatofore viene trasferito sull'ectocotile, che forma una camera per la sua raccolta e conservazione. Durante l'accoppiamento, l'ectocotile viene inserito nella cavità del mantello della femmina, dove, dopo autotomizzazione, rimane fino a che le uova non vengono fecondate. Probabilmente il maschio si accoppia una sola volta e poi muore. Sono state trovate femmine con numerosi ectocotili nella cavità del mantello (Laptikhovsky e Salman, 2003).

La femmina di *Tremoctopus* porta numerose uova (da 100.000 a 300.000), delle dimensioni ognuna di circa 0,9 × 1,5 mm (*T. gracilis*, Hamabe, 1973) o circa 1,6 × 2.2 mm (*T. violaceus*, Laptikhovsky e Salman, 2003), attaccate ad una secrezione calcarea di forma cilindrica presente esternamente, alla base dei tentacoli dorsali. La massa delle uova è divisa in 5 parti. Il colore delle uova e il tasso di crescita degli embrioni nelle uova sono differenti in ognuna di queste parti e tutti gli stati di crescita dell'embrione, dal primo all'ultimo, sono osservabili.

Le specie del genere *Tremoctopus* sono epipelagiche e, per quel che si conosce, vivono in mare aperto, i giovani si nutrono principalmente di molluschi pteropodi, gli adulti di piccoli pesci. Le catture e gli avvistamenti finora segnalati sono stati effettuati nei pressi della superficie, in ore notturne. *Tremoctopus* compie migrazioni durante il giorno dalla superficie verso il fondo, probabilmente limitate a circa 100 m di profondità. Viene comunque segnalata la loro presenza fino a 750 m di profondità (Sweeney *et al*., 1992). Nuotano in acqua libera, con le 4 braccia ventrali piegate davanti la bocca. Nel mar del Giappone, *T. violaceus* compie migrazioni alimentari verso nord nella stagione primaverile - estiva e migrazioni riproduttive verso sud in autunno - inverno (Hamabe, 1973).

Nelle acque superficiali dell'Oceano Atlantico tropicale, *T. violaceus* si incontra spesso in associazione con invertebrati pelagici, in particolare celenterati quali *Physa-*

*lia*, *Porpita* e *Velella.* Maschi e femmine immature possono trasportare sulle ventose delle braccia dorsali e dorso-laterali frammenti di tentacoli di celenterati quali *Physalia*. Secondo Jones (1963) la presenza di queste batterie di nematocisti cariche è da considerarsi come un potenziale sistema di difesa.

Gli avvistamenti e le catture di *Tremoctopus* nel Mediterraneo sono piuttosto rare. Sebbene *T. violaceus* sia riportato come presente in tutto il bacino (Mangold e Boletzky, 1987), le segnalazioni di questa specie hanno finora interessato alcuni animali spiaggiati (Stretto di Messina, Berdar e Cavallaro, 1975); Bello (1983) segnala la presenza dei resti di una femmina con alcune uova nel contenuto stomacale di un pesce spada catturato nell'Adriatico meridionale nel 1991. Nel Tirreno, a sud dell'isola d'Elba, Biagi e Bertozzi (1992) riportano la cattura di diverse centinaia di esemplari di femmine subadulte da parte dei pescatori con i ciancioli, nei mesi estivi del 1990, su fondali di 100 m di profondità e la cattura di esemplari isolati nel periodo 1980-1983. Gli stessi Autori riportano del ritrovamento di altri esemplari isolati all'isola del Giglio e presso Olbia. Nel Lazio, un esemplare di *T. violaceus* è stato ritrovato nelle acque di Terracina (Neviani, 1927). *T. violaceus* viene segnalato nelle acque delle Canarie da Lozano-Soldevilla, 1991.

L'avvistamento di una femmina di *Tremoctopus* con uova nel Tirreno centrale è quindi un evento molto raro. Rimane aperto un problema: perché un animale di queste dimensioni e così vistoso si osserva tanto raramente?

**Bibliografia**

BELLO G. (1993) – *Tremoctopus violaceus* (Cephalopoda: Tremoctopodidae) in the stomach content of a swordfish from the Adriatic Sea. *Boll. Malacologico*, **29** (1-4): 45-48.

BERDAR A., CAVALLARO G. (1975) - Ulteriore contributo alla conoscenza dei Cephalopodi spiaggiati lungo la costa siciliana dello Stretto di Messina. *Mem. Biol. Mar. Oceanogr*., **5** (5): 121-138.

BIAGI V., BERTOZZI A. (1992) – Presenza stagionale di *Tremoctopus violaceus* Delle Chiaie, 1830 (Cephalopoda, Octopoda) nel Mare di Piombino (LI). *Boll. Malacologico*, **28** (1-4): 47-54.

HAMABE M. (1973) – Egg mass and newborns of *Tremoctopus violaceus* Delle Chiaje, caught in the harbour of Kasumi, Hyogo Prefecture. *Bull. Tokai Reg. Fish. Res. Lab*., **75**: 1-6.

JATTA G. (1896) – Fauna und Flora des Golfes von Neapel. I. Cefalopodi. Monogr., **23**: 1-268.

JONES E.C. (1963) – *Tremoctopus violaceus* uses *Physalia* tentacles as weapons. *Science*, **139**: 764-766.

LAPTIKHOVSKY V., SALMAN A. (2003) – On reproductive strategies of the epipelagic octopods of the superfamily Argonautidea (Cephalopoda: Octopoda). *Mar. Biol*., **142**: 321-326.

LOZANO-SOLDEVILLA F. (1991) – Primera cita de *Tremoctopus violaceus violaceus* Delle Ciaje, 1830 (Octopoda: Tremoctopodidae) en aguas de Canarias. *Sci. Mar*., **55** (3): 547-549.

MANGOLD K., BOLETZKY S.V. (1987) – Cephalopods. In: Fischer W., Bauchot M.L., Scheider M. (eds), *Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la peche (Rev. 1). Méditerranée et mer Noire. Zone de peche 37*. Vertébrés, **2**: 633-714.

MANGOLD K.M., VECCHIONE M., YOUNG R. (1996) - Tremoctopodidae. In: *Tree of Life.* Web Project. www.tolweb.org/tree.

NEVIANI A. (1927) – Di un *Tremoctopus violaceus* D. Ch. pescato nel mare di Terracina (Roma). *Estr. Atti della Pontificia Accademia delle Scienze – Nuovi Lincei*. Anno 30° Sessione IV del 20 marzo 1927.

SWEENEY M.J., ROPER C.F.E., MANGOLD K.M., CLARKE M.R., BOLETZKY S.V. (1992) – Larval and juvenile cephalopods: a manual for their identification. *Smithsonian Contributions to Zoology,* **153**.

THOMAS R.F. (1977) – Sistematics, Distributions and Biology of Cephalopods of the genus *Tremoctopus* (Octopoda–Tremoctopodidae). *Bull. Mar. Sci*., **27** (3): 353-392.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 560-563

T. Bottari, B. Busalacchi, P. Jereb*, F. Fabroni, S. Greco*, D. Giordano

Istituto Sperimentale Talassografico Section of IAMC-CNR, Spianata S. Raineri, 86 - 98122 Messina, Italia.
*ICRAM, Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.

# PRELIMINARY OBSERVATIONS ON THE RELATIONSHIPS BETWEEN BEAKS AND BODY SIZE IN *ELEDONE CIRRHOSA* (LAMARCK, 1798) FROM THE SOUTHERN TYRRHENIAN SEA

## *OSSERVAZIONI PRELIMINARI SULLE RELAZIONI ESISTENTI TRA LA CRESCITA DI VARIE PARTI DEL BECCO E LA LUNGHEZZA DEL MANTELLO IN* ELEDONE CIRRHOSA *(LAMARCK, 1798) NEL MAR TIRRENO MERIDIONALE*

***Abstract***

*Beaks of 104 specimens of* Eledone cirrhosa *(Cephalopoda, Octopoda) caught in the southern Tyrrhenian Sea were studied. Relationships between several measurements of the upper and lower beaks and dorsal mantle length (DML) were computed. Except for the hood of the lower beak, the growth of both beaks was allometrically negative, in relation to DML, in males, while the growth of some parts of both beaks of females and juveniles was allometrically positive. The hood of both beaks grew faster than any other parts of the beak in males and females and faster than any part of the upper beak of juveniles.*

***Key-words:*** *body size,* Eledone cirrhosa*, Cephalopoda, Southern Tyrrhenian Sea.*

## Introduction

Cephalopod mandibles, or beaks, are among the few hard structures of cephalopods and gained continuously increasing attention in the last few decades, useful in comprehension of various morphological and ecological aspects.

They are taxonomically important and so practical tools in cephalopod classification (Clarke, 1962, 1986; Mangold and Fioroni, 1966; Clarke and Maddock, 1988); these characteristics allow indirect identification of species by the beaks found in the stomach of cephalopods predators; they can be used also to estimate size and biomass of the identified species (Gröger *et al*., 2000); beak microstructure could prove age determination (Raya and Hernandez-Gonzalez, 1998); their developmental changes are important elements in investigating cephalopod ecology (Hernandez-García *et al.,* 1998). Thus, increasing effort is being spent to improve the existing knowledge on beak morphology and ontogenetic development, especially in investigating growth changes, sexual differences and individual variation at the species-specific level.

This paper provides preliminary information on the relationships between the growth of several parts of the beaks and the size of *Eledone cirrhosa,* the horned octopus, a widespread Mediterranean species, commonly distributed throughout the Italian seas and highly valued, as a fishery resource, on a regional scale.

## Materials and methods

Specimens of *Eledone cirrhosa* were collected during national (GRUND) and international (MEDITS) trawl surveys in the southern Tyrrhenian Sea (Relini, 2000; Bertrand *et al*., 2002). A total of 104 beaks was examined: 25 females, 44 males and 35 juveniles. The term ‘juveniles’ indicate those animals for which sexual determina-

Tab. 1 - Linear regression equations of beak characteristics of *Eledone cirrhosa*. Rl = rostral length, Hl = hood length, Cl = crest length, Wl = wing length, Jad = distance between the jaw angles, LWa = amplitude of the lateral wall in the upper beak, Bl = length of the baseline in the lower beak, N = number of specimens, r = correlation coefficient, ES(b) = standard error of b, s = significance level of b vs 1, *p<0.05, **p<0.02, ***p<0.01, ****p<0,001. a) males; b) females; c) juveniles.

*Equazioni di regressione lineare delle caratteristiche dei becchi di* Eledone cirrhosa. *Rl = lunghezza del rostro, Hl = lunghezza del cappuccio, Wl = lunghezza dell'ala, Jad = distanza tra gli angoli della mandibola, Lwa = ampiezza della parete laterale nel becco superiore, Bl = lunghezza della linea di base nel becco inferiore, N = numero di esemplari, r = coefficiente di correlazione, ES(b) = errore standard di b, s = livello di significatività di b vs 1, *p<0.05, **p<0.02, ***p<0.01, ****p<0,001. a) maschi; b) femmine; c) giovanili.*

**Males**

**a)**

| Regression equations | n | DML range | r | ES (b) | s |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | |
| ln DML =2,475 + 0,892 ln Cl LB | 44 | 40 - 105 | 0,863 | 0,080 | ns |
| ln DML = 3,171 + 1,064 ln Hl LB | 44 | 40 - 105 | 0,891 | 0,084 | ns |
| ln DML = 4,37 + 0,266 ln Rl LB | 44 | 40 - 105 | 0,728 | 0,039 | **** |
| ln DML = 2,746 + 0,864 ln Wl LB | 44 | 40 - 105 | 0,880 | 0,072 | * |
| ln DML = 2,267 + 0,978 ln Bl LB | 44 | 40 - 105 | 0,881 | 0,081 | ns |
| ln DML = 3,867 + 0,755 ln Jad LB | 44 | 40 - 105 | 0,832 | 0,078 | **** |
| | | | | | |
| ln DML = 2,246 + 0,871 ln Cl UB | 44 | 40 - 105 | 0,910 | 0,061 | * |
| ln DML = 3,051 + 0,936 ln Hl UB | 44 | 40 - 105 | 0,898 | 0,071 | ns |
| ln DML = 4,227+ 0,286 ln Rl UB | 44 | 40 - 105 | 0,716 | 0,043 | **** |
| ln DML = 3,76+ 0,627 ln Wl UB | 44 | 40 - 105 | 0,871 | 0,055 | **** |
| ln DML = 2,951 + 0,817 ln Lwa UB | 44 | 40 - 105 | 0,889 | 0,065 | *** |
| ln DML = 3,672+ 0,709 ln Jad UB | 44 | 40 - 105 | 0,734 | 0,101 | *** |

**Females**

**b)**

| Regression equations | n | DML range | r | ES (b) | s |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | |
| ln DML = 2,188 + 1,057 ln Cl LB | 25 | 35 - 127 | 0,956 | 0,068 | ns |
| ln DML = 3,144 + 1,092 ln Hl LB | 25 | 35 - 127 | 0,929 | 0,091 | ns |
| ln DML = 4,655 + 0,43 ln Rl LB | 25 | 35 - 127 | 0,764 | 0,076 | **** |
| ln DML = 2,499 + 1,008 ln Wl LB | 25 | 35 - 127 | 0,970 | 0,053 | ns |
| ln DML = 2,207 + 1,006 ln Bl LB | 25 | 35 - 127 | 0,933 | 0,081 | ns |
| ln DML = 3,861 + 0,833 ln Jad LB | 25 | 35 - 127 | 0,905 | 0,082 | *** |
| | | | | | |
| ln DML = 1,908 + 1,022 ln Cl UB | 25 | 35 - 127 | 0,960 | 0,062 | ns |
| ln DML = 2,906 + 1,063 ln Hl UB | 25 | 35 - 127 | 0,945 | 0,077 | ns |
| ln DML = 4,436+ 0,453 ln Rl UB | 25 | 35 - 127 | 0,888 | 0,049 | **** |
| ln DML = 3,672+ 0,809 ln Wl UB | 25 | 35 - 127 | 0,964 | 0,046 | **** |
| ln DML = 2,713 + 0,987 ln Lwa UB | 25 | 35 - 127 | 0,945 | 0,071 | ns |
| ln DML = 3,603+ 0,885 ln Jad UB | 25 | 35 - 127 | 0,949 | 0,061 | ** |

**Juveniles**

**c)**

| Regression equations | n | DML range | r | ES (b) | s |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | |
| ln DML = 1,735 + 1,333 ln Cl LB | 35 | 25 - 35 | 0,601 | 0,199 | *** |
| ln DML = 3,028 + 1,115 ln Hl LB | 35 | 25 - 35 | 0,713 | 0,174 | ns |
| ln DML = 1,727 + 1,341 ln Rl LB | 35 | 25 - 35 | 0,840 | 0,151 | *** |
| ln DML = 3,34 + 0,205 ln Wl LB | 35 | 25 - 35 | 0,758 | 0,164 | **** |
| ln DML = 1,816 + 1,185 ln Bl LB | 35 | 25 - 35 | 0,750 | 0,164 | ns |
| ln DML = 3,568 + 0,823 ln Jad LB | 35 | 25 - 35 | 0,409 | 0,320 | ns |
| | | | | | |
| ln DML = 1,559 + 1,181 ln Cl UB | 35 | 25 - 35 | 0,801 | 0,154 | ns |
| ln DML = 2,734 + 1,206 ln Hl UB | 35 | 25 - 35 | 0,799 | 0,158 | ns |
| ln DML = 3,794 + 0,174 ln Rl UB | 35 | 25 - 35 | 0,295 | 0,098 | **** |
| ln DML = 3,566+ 0,665 ln Wl UB | 35 | 25 - 35 | 0,568 | 0,168 | ** |
| ln DML = 2,901 + 0,743 ln Lwa UB | 35 | 25 - 35 | 0,693 | 0,135 | * |
| ln DML = 2,992 + 0,513 ln Jad UB | 35 | 25 - 35 | 0,763 | 0,076 | **** |

tion was not possible after internal examination. The mandibles were collected after measuring the dorsal mantle length (DML: mm) of the defrosted octopods and kept in 70% ethanol. For each specimen, both upper (UB) and lower (LB) beaks were measured and the following data were taken: rostral length (Rl), hood length (Hl), crest length (Cl), wing length (Wl), the distance between jaw angles (JAd) on both upper and lower beaks, the amplitude of the lateral wall (LWa) in the upper beak, and length of the baseline (Bl) in the lower beak.

Nomenclature used for the beak parts follows Clarke (1986). They were made to the nearest 0.01 mm with digital callipers for large beaks and with a micrometer installed in a stereoscopic microscope for small ones. Each measurement was related to DML by linear regression, after logarithmic transformation. To investigate possible differences among the mandibles of juveniles, females and males, the variance of the beak morphometry data was studied by applying an analysis of variance ($p<0.05$).

## Results

In Tab. 1 the relationships of each mandible measurement compared to DML for males, females and juveniles are reported. Almost all the cases, the slopes of the linear regressions indicate the allometric kind of relationships existing between DML and the beak measurements considered. The hood of each beak showed the higher b values in males and females and, only for the upper beak, in juveniles, in relation to the size of the animal. Values of the corresponding allometric coefficients resulted highest in juveniles and then in the lower and upper beak of females and males respectively. With exception of the lower beak of juveniles, the regression between rostrum length and DML had the lowest coefficients in all the examined cases. The analysis of variance showed that there is a significant difference ($p<0.05$) between females and males only for the size of the rostrum ($F=3.797$ and $F=4.777$ for lower and upper beak respectively). This difference is also significant between juveniles and females for the lower beak.

## Conclusions

As already observed in some Ommastrephidae (e.g. Castro and Hernandez-Garcia, 1995; Hernandez-Garcia *et al*., 1998), the hood of the upper and lower beak grows faster than other parts of the beak, followed by the crest and the lateral walls. This could be related to the role of these structures (Hernandez-Garcia *et al.*, 1998) which support the activity and insertion of muscles important for the beak functioning: their fast development could allow a faster adaptation to the ingestion of larger prey fragments. On the contrary, the slower growth of the rostrum, as already observed for *Todarodes sagittatus* (Hernandez-Garcia *et al*., 1998), is probably due to the fact that this part has a slicing function, and than it is subject to erosion. A significant difference of beaks development among *Eledone cirrhosa* males and females resulted only for rostral length, on the contrary of what observed for *Illex coindetii* and *Todarodes sagittatus* (Hernandez-Garcia *et al*., 1998), which may reflect the differences existing in the ontogenetic development among species belonging to different groups. If supported by additional results and observations, this would indicate the existence of different sex-related morphologies for different populations of this species, similarly to what very preliminary observations on the unihorned octopus, *Scaeurgus unicirrhus* (Jereb, *pers. comm*.) would suggest for that species. The contrasting more rapid

development of the lower beak rostrum in juveniles, if confirmed by future observations, may be related to important differences in the feeding activity between juveniles and adults. Although preliminary and in need of confirmation by further studies on larger samples, present results are very interesting and support the importance of beaks analysis to investigate ontogenetic development and ecological features in cephalopods species.

**References**

BERTRAND J., GIL DE SOLA L., PAPACOSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (2002) - The general specifications of the Medits surveys. *Sci. Mar.*, **66** (Suppl. 2): 9-17.

CASTRO J.J., HERNANDEZ-GARCIA V. (1995) - Ontogenetic changes in mouth structures, foraging behaviour and habit use of *Scomber japonicus* and *Illex coindetii*. *Sci. Mar*., **59** (3-4): 347-355.

CLARKE M.R. (1962) – The identification of cephalopod "beaks" and the relationship between beak size and total weight. *Bull. Br. Mus. Nat. Hist.*, **80** (10): 421-480 +Plates 13-22.

CLARKE M.R. (ed) (1986) - *A Handbook for the identification of Cephalopod Beaks*. Oxford; Clarendon: 273 pp.

CLARKE M.R., MADDOCK L. (1988) – Statoliths of Fossil Coleoid Cephalopods. In: Clarke M.R., Trueman E.R. (eds), *The Mollusca: Paleontology and Neonontology of Cephalopods, Academic Press, London,* **12**: 153-158.

GRÖGER J., PIATKOWSKI U., HEINEMANN H. (2000) - Beak length analysis of the Southern Ocean squid *Psychroteuthis glacialis* (Cephalopoda: Psychroteuthidae) and its use for size and biomass estimation. *Polar biol*., **23**: 70-74.

HERNANDEZ-GARCIA V., PIATKOWSKI U., CLARKE M.R. (1998) - Development of the darkening of *Todarodes sagittatus* beaks and its relation to growth and reproduction. *S. Afr. Mar. Sci*, **20**: 363-373.

MANGOLD K., FIORONI P. (1966) - Morphologie et biometrie des mandibules de quelques cephalopodes mediterraneens. *Vie et Milieu ser A: Biologie marine*, **22** (3): 1139-1196.

RAYA C.P., HERNANDEZ-GONZALES C.L. (1998) – Growth lines within the beak microstructure of the octopus *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797. In: Payne A.I.L., Lipinski M.R., Roeleveld M.A.C. (eds)*, Cephalopod Biodiversity, Ecology and Evolution. S. Afr. J. mar. Sci.,* **20**: 135-142.

RELINI G. (2000) – Demersal trawl surveys in Italian Seas: a short review. *Actes de Colloques IFREMER*, **26**: 76-93.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 564-568

E. Cecchi, C. Mancusi, R. Pajetta, F. Serena

ARPAT Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana,
Via Marradi, 114 - 57126 Livorno, Italia.

# CONTRIBUTO ALLA CONOSCENZA DELLA BIOLOGIA DI *ETMOPTERUS SPINAX* (LINNAEUS, 1758) (CHONDRICHTHYES, ETMOPTERIDAE)

## *NOTE ON THE BIOLOGY OF* ETMOPTERUS SPINAX *(LINNAEUS, 1758) (CHONDRICHTHYES, ETMOPTERIDAE)*

***Abstract***

*Estimates of abundance and bathymetric distribution of velvet belly (*Etmopterus spinax*, Etmopteridae), collected from 1985 to 2002 with experimental trawl surveys as part of Italian national GRUND project (GRUppo Nazionale risorse Demersali), and from 1994 to 2002 as part of the Mediterranean MEDITS project (MEDIterranean Trawl Survey,) are presented and discussed. Length-weight correlations and growth curves are also computed for both sexes separately. Finally some diet observations are reported.*

***Key-words:*** Etmopterus spinax*, abundance, biology, Eastern Ligurian Sea.*

## Introduzione

*Etmopterus spinax* è un piccolo squalo appartenente alla famiglia Etmopteridae (*sensu* Mould, 1998) comune nei mari italiani e noto come sagrì nero. Vive su fondali fangosi e argillosi del piano batiale principalmente tra 200 e 500 metri (Fisher *et al*., 1987; Notarbartolo e Bianchi, 1998), ma anche fino a 2200 m (Sion *et al*., in stampa). La taglia massima raggiunta da questa specie è di circa 60 cm di lunghezza totale (Compagno, 1984) anche se nel Mediterraneo arriva raramente a 50 cm di LT con taglia media compresa tra 20 e 30 cm (Bini, 1967; Tortonese, 1956; Notarbartolo e Bianchi, 1998). *E. spinax* è una specie vivipara aplacentata in grado di partorire da 6 a 14 piccoli di taglia compresa tra 9 e 11 cm di LT. I maschi raggiungono la taglia minima di maturità a 28 cm, mentre le femmine presentano taglia di prima maturità a 34 cm (Vacchi e Relini Orsi, 1979). Il sagrì nero costituisce una componente importante dello scarto nella pesca a scampi della marineria toscana (Abella e Serena, 2002), così come nella pesca artigianale ed a strascico di tutte le marinerie italiane (Fisher *et al*., 1987; Bini, 1967).

## Materiali e metodi

I dati utilizzati provengono da 35 campagne sperimentali (GRUND e MEDITS) di pesca a strascico per la valutazione delle risorse demersali (Relini, 1998; Bertrand *et al*., 1997), effettuate nel periodo 1985-2002. L'area di studio è compresa tra la foce del Fiume Magra e l'Isola d'Elba e tra le batimetriche di 10 e 800 m.

In ogni campagna di pesca e per ogni cala tutti gli individui catturati sono stati contati e pesati. In riferimento al totale complessivo degli individui catturati annualmente, in ciascuna delle campagne (GRUND e MEDITS) sono stati calcolati gli indici di densità e di biomassa ID ($N/Km^2$) e IB ($Kg/Km^2$), nonché il relativo coefficiente di variazione (CV%, Deviazione Standard/Media).

Un campione di esemplari è stato processato in laboratorio per la registrazione dei dati relativi a lunghezza totale (LT, cm), peso (Kg), sesso e stadio di maturità. I dati di lunghezza totale, raggruppati al mezzo centimetro inferiore, sono stati correlati alla profondità considerando intervalli batimetrico di 50 m. Il test del $\chi^2$ è stato applicato per verificare eventuali differenze significative nella distribuzione di frequenza di taglia in funzione della profondità.

Utilizzando l'equazione potenza $W = a_* L^b$ è stato possibile indicare, per i due sessi, la correlazione che lega la lunghezza al peso degli individui.

Lo stadio di maturità sessuale è stato determinato utilizzando il metodo di Bass *et al*. (1973) e Stevens e Lyle (1989). La lunghezza e la consistenza degli pterigopodi ha permesso di attribuire agli esemplari maschili un grado di maturità in base ad una scala a tre stadi: 1 = pterigopodi più corti delle pinne pelviche e senza cartilagine; 2 = pterigopodi di lunghezza circa uguale alle pinne pelviche con cartilagine molto flessibile; 3 = pterigopodi più lunghi delle pinne pelviche e completamente irrigiditi. Per le femmine è stato invece necessario incidere la cavità addominale per osservare lo stadio di sviluppo degli oociti, della ghiandola nidamentale e degli ovidutti. Una femmina è considerata matura (stadio 3) quando gli oociti negli ovari sono di grosse dimensioni e con il tuorlo di colore giallo intenso, la ghiandola nidamentale è di grandi dimensioni e gli ovidutti completamente sviluppati e ben differenziati (Capapè, 1994). La presenza di piccolissime uova biancastre attribuisce alla femmina uno stadio di completa immaturità (1), mentre oociti di medie dimensioni e colore giallastro la fanno rientrare nella classe "2".

Con l'uso del programma di elaborazione FiSAT (Gayanilo *et al.,* 1996) sono stati stimati i parametri di crescita per sesso. Tali parametri sono stati ottenuti attraverso la scomposizione modale utilizzando sia il metodo Bhattacharya sia il metodo Normsep. Altre informazioni riguardano la *sex-ratio* (sr = n° femmine/n° totali sessati) e il tipo di dieta. L'esame del contenuto gastrico è stato effettuato attraverso un'analisi puramente qualitativa e per ogni stomaco analizzato è stato semplicemente annotato il numero di prede, riportando il tutto alla sola classe di appartenenza. I contenuti stomacali degli esemplari, provenienti dalle catture autunnali, sono stati messi in relazione alla loro lunghezza totale e confrontati con i dati disponibili in letteratura (Macpherson, 1980; Wurtz e Vacchi, 1981).

## Risultati e conclusioni

In totale sono stati catturati 3542 individui in un intervallo batimetrico compreso tra 322 e 633 m di profondità.

Gli indici di biomassa (IB) e di densità (ID) di *E. spinax* nell'area di studio evidenziano una tendenza positiva nonostante le notevoli oscillazioni dovute probabilmente ad effetti stocastici. In termini di biomassa il sagrì nero oscilla tra 0,05-0,35 $Kg/Km^2$ (MEDITS) e 0,05-0,6 $Kg/Km^2$ (GRUND) (Fig. 1). Dall'analisi georeferenziata delle catture di sagrì nero emerge una maggiore concentrazione di individui, sia in termini di biomassa sia di densità, nella zona più settentrionale dell'area indagata, a nord-ovest delle isole di Capraia e di Gorgona. Tale situazione si verifica in tutte le stagioni dell'anno.

I dati morfobiometrici, relativi a 2304 esemplari, mostrano una lunghezza totale compresa tra 10 e 37 cm per i maschi (n=1.127), mentre nelle femmine (n=1.177) l'intervallo di lunghezza varia tra 9 e 40,5 cm.

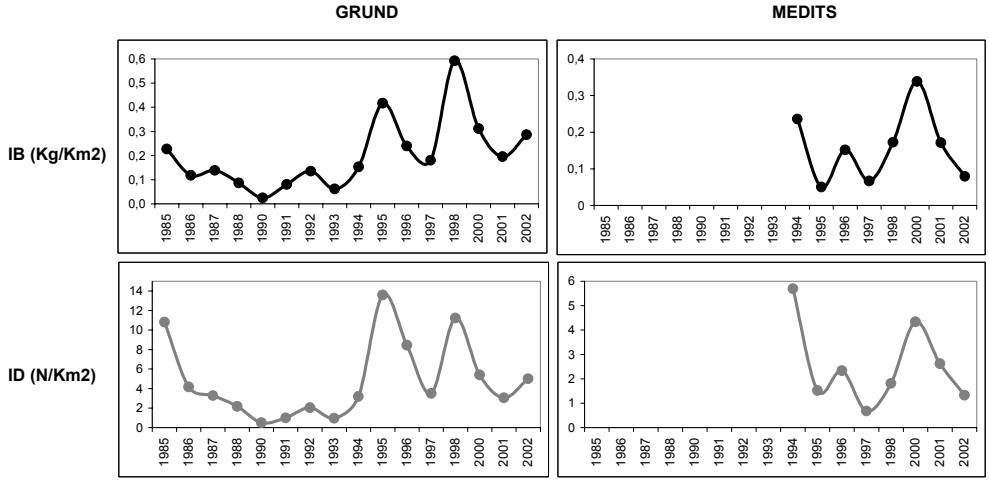



Fig. 1 - Andamento degli Indici di Biomassa (IB Kg/Km$^2$) e di Densità (ID N/Km$^2$) di *E. spinax* dal 1985 al 2002 nell'ambito dei progetti GRUND e MEDITS.

*Trend of Biomass Index (BI Kg/Km2) and Density Index (DI N/Km$^2$) of* E. spinax *from 1985 to 2002 related to GRUND and MEDITS projects.*

Il $\chi^2$ ha confermato una differenza significativa ($p<0.01$) tra le distribuzioni di taglia dei maschi e delle femmine a profondità maggiori di 450 m. A profondità inferiori di 450 m la taglia media nei due sessi non mostra differenze evidenti e si mantiene su valori medi di 17,5 cm. Tale misura aumenta con la profondità anche se in maniera diversa nei due sessi (Fig. 2). Questa osservazione è in accordo con i risultati ottenuti anche da Vacchi e Relini Orsi (1979) su esemplari pescati con rete a strascico nel Golfo di Genova; secondo questi autori, infatti, tra 600-700 m si catturano soprattutto individui adulti (20-36 cm).

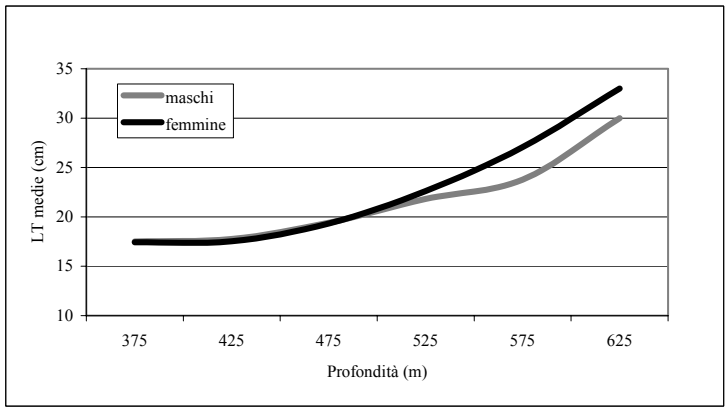



Fig. 2 - Relazione tra taglia media e profondità di *E. spinax*.

*Mean size of* E. spinax *related to depth.*

La *sex-ratio* (0,51) è equilibrata fino alla taglia di 30 cm, oltre la quale le femmine prevalgono sui maschi. Questo fatto può essere spiegato con le maggiori dimensioni raggiunte dalle femmine rispetto ai maschi (Vacchi e Relini Orsi, 1979).

La correlazione tra la lunghezza e il peso per gli esemplari esaminati fornisce i seguenti valori: per i maschi (n=386) $W=0{,}0047\ L^{2,99}$, $r^2=0{,}966$; per le femmine (n=442) $W=0{,}0055\ L^{2,95}$, $r^2=0{,}976$. Dal momento che il coefficiente b, sia per i maschi (limiti fiduciali, $lf_{95\%}$ 3,06 e 2,94) sia per le femmine ($lf_{95\%}$ 3,00 e 2,90) non differisce significativamente da 3, l'accrescimento per questa specie può essere considerato isometrico.

La scomposizione della distribuzione di taglia, separata per sesso, ha permesso di valutare i parametri di crescita utilizzando sia il metodo di Bhattacharya sia l'algoritmo Normsep. I valori ottenuti sono i seguenti:

| | Femmine Bhattacharya | Femmine Normsep | Maschi Bhattacharya | Maschi Normsep |
|---|---|---|---|---|
| K = | 0,35 | 0,23 | 0,27 | 0,24 |
| $L_\infty$ = | 40,10 | 46,56 | 45,82 | 42,00 |
| to = | -0,72 | -1,19 | -1,09 | -1,31 |
| Err. st. $L_t$ = | 1,7 | 1,6 | 2,1 | 1,8 |

Tali applicazioni sono in tutti i casi molto simili e sovrapponibili alle "Age Lengths" trovate da Sion *et al.* (2002) tramite la lettura degli anelli delle spine dorsali. Solo la classe $0^+$, infatti, mostra lievi differenze nella corrispondente stima della taglia.

Tab. 1 - Presenza percentuale (%) dei diversi gruppi tassonomici nello stomaco degli esemplari esaminati di *E. spinax* per classi di taglia.
*Relative presence (%) of the different taxonomic groups in the stomach of the sampled individuals of* E. spinax *analysed by size intervals.*

| LT (cm) | Nematodi | Policheti | Tunicati | Cefalopodi | Crostacei | Condroitti | Osteiti |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 9,5-19 | 0,0 | 0,3 | 1,3 | 6,3 | 77,9 | 1,5 | 12,7 |
| 19,5-29 | 1,0 | 0,6 | 0,0 | 7,5 | 72,9 | 0,0 | 18,0 |
| 29,5-40 | 0,0 | 10,2 | 0,0 | 4,1 | 61,2 | 0,0 | 24,5 |

Nel presente lavoro i più piccoli esemplari campionati avevano una lunghezza compresa tra 9 e 11 cm ed erano rappresentati da embrioni a termine che presentavano una cicatrice sull'addome segno dell'avvenuto distacco del peduncolo del sacco vitellino. Questa lunghezza rappresenta l'ultima fase dello sviluppo embrionale come riportato anche da Vacchi e Relini Orsi (1979).

L'esame del contenuto gastrico, effettuato su 445 individui, mostra, all'aumentare della taglia degli individui, un'apparente semplificazione nelle abitudini alimentari. Negli esemplari di lunghezza compresa tra 29,5 e 40 cm è stato rinvenuto un minor numero di gruppi tassonomici e la dieta è rappresentata fondamentalmente da soli quattro gruppi (Tab. 1). Ciò è riscontrabile soprattutto negli esemplari catturati

in autunno. Per lo stesso periodo, e per le stesse classi di lunghezza (10-40 cm), Macpherson (1980), nella zona di Alicante (Spagna), non registra i policheti nella dieta di *E. spinax*. Lo stesso autore rileva una maggiore concentrazione di cefalopodi e di pesci piuttosto che di crostacei. I taxa crostacei, cefalopodi ed osteitti sono stati riscontrati anche da Wurtz e Vacchi (1981), i quali invece non elencano la presenza di nematodi, policheti e condroitti. Cefalopodi, pesci ossei e crostacei sono presenti anche negli stomaci di esemplari provenienti dal Mar Adriatico e analizzati da Bello (1998).

**Ringraziamenti**

Si desidera ringraziare gli anonimi referees per i loro preziosi suggerimenti che hanno permesso una migliore e più organica strutturazione del lavoro.

**Bibliografia**

BASS A.J., D'AUBREY J.D., KISTNASAMY N. (1973) – Shaarks of the east coast of southern Africa. 1. The genus *Carcharhinus* (Carcharinidae). *Investl Rep*. (*S. Afr. Ass. mar. boil. Res.*), **33**: 1-68.

BELLO G. (1998) – The feeding ecology of the velvet belly, *Etmopterus spinax* (Chondrichthyes: Squalidae), of the Adriatic Sea on the basis of its stomach contents. *Atti Soc. It. Sci. Nat. Museo Civ. Stor. Nat. Milano*, **139** (2): 187-193.

BERTRAND J., GIL DE SOLA L., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SUPLET A. (2002) – The general specifications of the MEDITS surveys. In: Abellò P., Bertrand J.A., Gil de Sola L., Papaconstantinou C., Relini G., Souplet A. (eds), *Mediterranean Marine Demersal Resources: the Medits International Trawl Survey (1994-1999). Sci. Mar.,* **66** (Suppl. 2): 9-17.

BINI G. (1967) - *Atlante dei pesci delle coste italiane, 1. Leptocardi, Ciclostomi, Selaci*. Ed. Mondo Sommerso: 99-100.

COMPAGNO L.J.V. (1984) - FAO species catalogue. Vol. 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of sharks species known to date. Part 1. Hexanchiformes to Lamniformes. *FAO Fish. Synop*., **125** (4): 249 pp.

GAYANILO F.C. JR., SPARRE P., PAULY D. (1996) - The FAO-ICLARM stock assessment tools (FiSAT) users' guide. *FAO Computerized Information Series (Fisheries)* Rome, **8**: 126 pp.

MACPHERSON E. (1980) - Régime alimentaire de *Galeus melastomus* Rafinesque, 1810, *Etmopterus spinax* (L., 1758) et *Scymnorhinus licha* (Bonnaterre, 1788) en méditerranée occidentale. *Vie milieu*, **30** (2): 139-148.

MOULD B. (1998) – The nomenclature and distribution of the recent Elasmobranchii. ©Briand Mould, 1998.

NOTARBARTOLO DI SCIARA G., BIANCHI I. (1998) - *Guida degli squali e delle razze del Mediterraneo*. Franco Muzzio Ed.: 388 pp.

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

SION L., D'ONGHIA G., CARLUCCI R. (2002) – A simple technique for ageing the velvet belly, *Etmopterus spinax* (Squalidae). In: Vacchi M., La Mesa G., Serena F., Seret B. (eds), *Proc. 4th Europ. Elasm. Assoc. Meet., Livorno (Italy), 2000 ICRAM, ARPAT & SFI, 2002*: 135-139.

SION L., BOZZANO A., D'ONGHIA G., CAPEZZUTO F., PANZA M. (in stampa) – Chondrichthyes species in deep waters of the Mediterranean Sea. *Scientia Marina*.

STEVENS J.D., LYLE J.M. (1989) – Biology of three hammerhead sharks (Eusphyra blochii, *Sphyrna mokarran* and *S. Lewini* from northern Australia. *Aust.J.Mar.Freshwater Res*., **40**: 129-146.

TORTONESE E. (1956) - *Leptocardia, Ciclostomata, Selachii, Fauna d'Italia*. Ed. Calderini, Bologna, **2**: 334 pp.

VACCHI M., RELINI ORSI L. (1979) - Aspetti riproduttivi in *Etmopterus spinax* L. (Chondrichthyes, Squalidae). *Quad. Civ. Staz. Idrobiol. Milano*, **7**: 64-74.

WURTZ M., VACCHI M. (1981) – Ricerca di cicli nittemerali nell'alimentazione di selaci batiali. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca*, **3** (1 Suppl.): 155-164.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 569-572

M. Chelli, A. Voliani

A.R.P.A.T. - Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana,
Sezione Regionale G.E.A., Via Marradi, 114 - 57126 Livorno, Italia.

# DISTRIBUZIONE GEOGRAFICA E ABBONDANZA DI *TODAROPSIS EBLANAE* (CEPHALOPODA, OMMASTREPHIDAE) NEL MAR LIGURE SUD-ORIENTALE

## *GEOGRAPHICAL DISTRIBUTION AND ABUNDANCE OF* TODAROPSIS EBLANAE *(CEPHALOPODA, OMMASTREPHIDAE) IN SOUTH-EASTERN LIGURIAN SEA*

***Abstract***

*The geographic distribution of* Todaropsis eblanae *(Ball, 1841) off the Northern Tuscan coasts was studied. The species has a wide distribution off the shelf area. Both, recruitment and growth occur prevalently in the bathyal zone, near the 200 m isobath.*

***Key-words:*** Todaropsis eblanae*, geographical distribution, Ligurian Sea.*

## Introduzione

*Todaropsis eblanae* è un cefalopode appartenente alla famiglia degli ommastrefidi, che abita la parte inferiore del sistema litorale e quella superiore del sistema batiale. Si tratta di una specie di medie dimensioni; la lunghezza del mantello, negli individui catturati lungo le coste toscane, non supera, nei maschi, i 14,5 cm e, nelle femmine, i 19,5 cm (Chelli, 2003).

*T. eblanae* è una cattura accessoria della pesca a strascico rivolta principalmente ai crostacei *Nephrops norvegicus* e *Parapenaeus longirostris*, ed è comunemente presente sui mercati italiani, durante tutto l'anno, associato a specie affini nell'unica categoria commerciale dei "totani".

Le informazioni relative alla biologia ed alla ecologia di questi animali per quanto riguarda le acque del Mar Ligure Sud-orientale, ed in generale per tutti i mari italiani, sono piuttosto scarse.

In questo lavoro sono state analizzate la distribuzione geografica e batimetrica della specie e la distribuzione spaziale delle diverse componenti demografiche nell'area prospiciente le coste toscane settentrionali, a nord dell'Isola d'Elba.

## Materiali e metodi

Sono stati usati i dati relativi ad oltre 6000 esemplari di *T. eblanae* provenienti da 24 campagne di pesca a strascico realizzate nell'ambito del programma GRU.N.D. (Relini, 2000) e da 9 del programma MEDITS (Bertrand *et al*., 2000), condotte nelle acque della Toscana Settentrionale dal 1985 al 2002. Il campionamento, random stratificato per profondità, ha coperto la zona fino alla isobata di 800 m.

Il peso complessivo degli esemplari catturati in ogni cala è stato utilizzato per il calcolo degli indici di biomassa (kg/km$^2$). Di tutti gli esemplari è stata misurata la lunghezza del mantello. Le informazioni, che sono georeferenziate, sono state rap-

presentate e analizzate con l'estensione "Spatial analyst" del programma ArcView (ESRI, 1996), con il metodo del quadrato della distanza; questo ha permesso la realizzazione di tre carte tematiche che descrivono la distribuzione geografica e batimetrica della specie e la distribuzione spaziale in numero (N/h) delle diverse componenti demografiche. Per questo secondo obiettivo, le popolazioni sono state suddivise in due classi sulla base della lunghezza del mantello; è stata scelta la taglia limite di 8 cm in quanto, al di sotto di questa, per entrambi i sessi, non sono stati individuati esemplari maturi.

## Risultati

In Fig. 1 è rappresentata la distribuzione geografica media di *T. eblanae* per il periodo considerato, espressa attraverso indici di biomassa (kg/km$^2$). La specie mostra, nelle acque del Mar Ligure Sud-orientale, una distribuzione spaziale piuttosto ampia, che interessa sia la piattaforma che il batiale, mentre è assente lungo la fascia costiera; infatti è risultata presente da poco meno di 100 m fino ad oltre 500 m di profondità, con abbondanze maggiori in prossimità della batimetrica dei 200 m. Tali abbondanze tendono a mantenersi piuttosto alte verso profondità maggiori (non oltre comunque 450-500 m), mentre sulla piattaforma risultano mediamente inferiori.

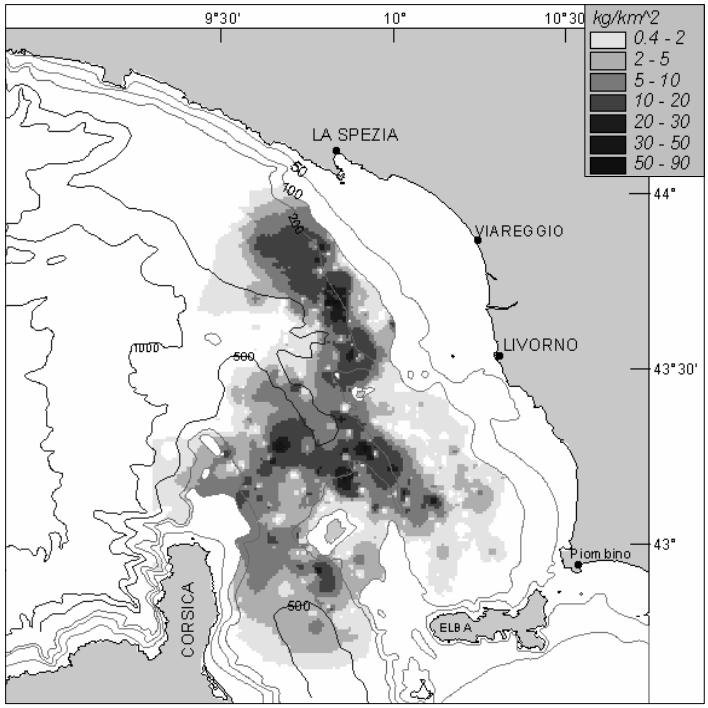



Fig. 1 - Distribuzione spaziale media degli indici di biomassa (kg/km$^2$) di *T. eblanae* dal 1985 al 2002.

*Mean geographic distribution of biomass index (kg/km$^2$) of* T. eblanae *from 1985 to 2002.*

In Fig. 2 sono rappresentate, in successione, le distribuzioni spaziali in numero degli esemplari giovanili e degli adulti. In generale il numero di esemplari giovani è risultato superiore al numero degli adulti. Questa differenza è particolarmente accentuata nella parte settentrionale dell'area di studio, in prossimità della batimetrica dei 200 m. Al contrario, nel canale tra la Corsica e l'Isola di Capraia, il numero degli adulti appare più consistente. Comunque i due gruppi di taglie occupano complessivamente le stesse aree e le differenze tra le zone di maggior concentrazione non appaiono marcate.

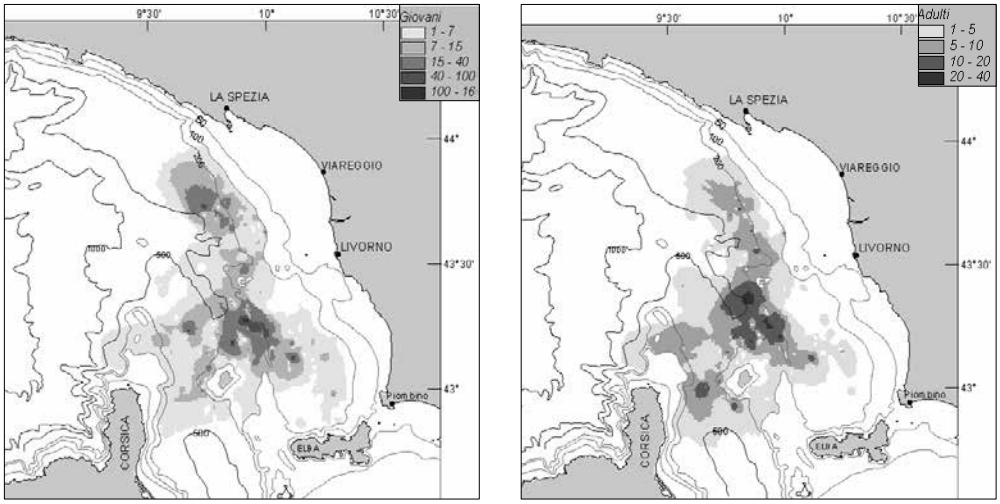



Fig. 2 - Distribuzione geografica media delle abbondanze (N/h) di giovani (sinistra) e adulti (destra) di *T. eblanae* dal 1985 al 2002.

*Mean geographic distribution of abundances (N/h) of young (left) and adult (right) specimens of* T. eblanae *from 1985 to 2002.*

## Conclusioni

Nelle acque del Mar Ligure Sud-orientale *T. eblanae* ha mostrato una distribuzione geografica piuttosto ampia, risultando assente solo nelle zone prossime alla costa. La distribuzione batimetrica è risultata altrettanto ampia in quanto la specie è presente da poco meno di 100 m fino ad oltre 500 m di profondità, con maggiori concentrazioni in prossimità della batimetrica dei 200 m. Questo risultato è in accordo con quanto precedentemente affermato da Mannini e Volpi (1989), per la stessa area, e da Favilla (1996), per la zona a sud dell'Isola d'Elba.

L'analisi della ripartizione spaziale delle diverse componenti demografiche ha evidenziato alcune modeste differenze; in particolare a nord la specie sembra soggetta ad una più elevata mortalità, manifestando un accentuato declino del numero di esemplari tra i giovani e gli adulti. Complessivamente le distribuzioni delle due componenti demografiche rispecchiano approssimativamente la distribuzione geogra-

fica della specie e non evidenziano l'esistenza di aree destinate in modo specifico alla riproduzione, separate dalle aree di nursery. Da questo punto di vista, *T. eblanae* mostra un comportamento decisamente diverso, nelle acque del Mar Ligure Sud-orientale, rispetto alla specie affine, *Illex coindetii*. Nelle popolazioni di *I. coindetii* si osserva una ripartizione spaziale ben definita di esemplari appartenenti a classi di età differenti: gli individui di taglia maggiore, probabilmente maturi, si distribuiscono a profondità generalmente minori rispetto ai giovani (Nardone, 1994).

**Bibliografia**

BERTRAND J., GIL DE SOLA L., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (2000) – An international trawl survey in the Mediterranean: the MEDITS programme. *Actes de Colloques IFREMER,* **26**: 76-93.

CHELLI M. (2003) - Aspetti biologici e popolazionistici di *Todaropsis eblanae* (Ball, 1841) nelle acque del Mar Ligure sud orientale. Università di Pisa, *Tesi di laurea:* 65 pp.

ESRI (1996) - *ArcView GIS. The Geographic Information System for Everyone*. Environmental Systems Research Institute, Inc.: 340 pp

FAVILLA M. (1996) - Biologia ed ecologia di *Todaropsis eblanae* nel Mar Tirreno settentrionale. Università di Pisa, *Tesi di laurea:* 107 pp.

MANNINI P., VOLPI C. (1989) – Nota sulla presenza e distribuzione di alcuni Cefalopodi del Tirreno settentrionale. *Oebalia*, **15** (2): 693-701.

NARDONE F. (1994) – Aspetti biologici e popolazionistici di *Illex coindetii* (Verany, 1837) nel Mar Tirreno settentrionale. Università di Pisa, *Tesi di Laurea:* 86 pp.

RELINI G. (2000) – Demersal trawl surveys in Italian Seas: a short review. *Actes de Colloques IFREMER,* **26**: 46-75.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 573-576

L.A. Chessa, A. Pais, M. Scardi*, S. Serra, G. Atzori

Dipartimento di Scienze Zootecniche, Università di Sassari, Via E. De Nicola, 9 - 07100 Sassari, Italia.
*Dip. di Biologia, Università di Roma "Tor Vergata", Roma, Italia.

# OSSERVAZIONI SUL REGIME ALIMENTARE DI *DIPLODUS ANNULARIS* (LINNAEUS, 1758) NELLO STAGNO DI CALICH (SARDEGNA NORD OCCIDENTALE)

# *OBSERVATIONS ON THE FEEDING BEHAVIOUR OF* DIPLODUS ANNULARIS *(LINNAEUS, 1758) IN THE CALICH LAGOON (NORTH WESTERN SARDINIA)*

***Abstract***

*Feeding behaviour of the annular sea bream* Diplodus annularis *was investigated in the Calich lagoon (NW Sardinia, Italy). The stomach contents of 130 adult specimens (TL=15.2±1.4 cm) collected in spring and summer 1998 were examined. Benthic fauna such as Mollusca, Amphipoda and Polychaeta were the main food items (23.4%, 18% and 5.7% respectively), but a large amount of detritus was also found (44%). Furthermore, significant differences in the diet of smaller and larger size classes were observed.*

***Key-words:*** *coastal lagoons,* Diplodus annularis*, feeding behaviour, Sardinia.*

## Introduzione

Poche specie ittiche sono capaci di completare il loro ciclo vitale in ambienti salmastri e di estuario. Questi *habitat*, tuttavia, vengono temporaneamente frequentati da numerosi pesci sia per l'abbondante disponibilità di cibo, sia per la bassa densità di predatori (Haedrich, 1983). Alcuni Sparidi, appartenenti soprattutto al genere *Diplodus*, penetrano regolarmente negli stagni costieri e nelle lagune mediterranee, costituendo una componente tipica dell'ittiofauna (Rosecchi, 1987; Mariani, 2001).

Nell'ambito di un'indagine multidisciplinare finalizzata al miglioramento delle attività alieutiche nello stagno di Calich (Sardegna Nord occidentale), è stato studiato il regime alimentare di alcune specie di interesse commerciale tra cui quello dello sparaglione *Diplodus annularis* che, sebbene specie di modesto pregio economico, riveste un notevole interesse per il compendio ittico dello stagno, costituendo circa il 15% del pescato annuale (Chessa *et al.*, 2001; Pais *et al.*, 2002).

## Materiali e metodi

Complessivamente sono stati analizzati i contenuti stomacali di 130 esemplari adulti di sparaglione, di lunghezza totale compresa tra 11 e 20 cm (media=15,2±1,4 cm), catturati nel periodo primaverile-estivo del 1998. Di tutti gli individui, previa rilevazione delle misure di lunghezza e peso totale, è stato asportato l'intero tubo digerente ed ogni stomaco è stato fissato in formalina al 5%. Le singole prede rinvenute sono state esaminate al microscopio e, quando possibile, classificate fino al livello di specie. Sulle principali categorie alimentari (o *items*) sono stati calcolati i seguenti indici semplici: frequenza di rinvenimento (F%), percentuale in numero (N%) e percentuale in volume (V%) (Hyslop, 1980). La loro importanza relativa, inoltre, è stata determinata mediante l'impiego dell'indice composto IRI (Pinkas *et al.*, 1971).

Gli individui il cui contenuto stomacale non era costituito dal solo detrito (83 in tutto) sono stati divisi in 3 classi di taglia la cui scelta è stata dettata dalla loro comparabilità in termini di abbondanze: LT≤14,5 cm; 15<LT≤16 e LT>16. A partire da una matrice di dissimilarità fra individui basata sull'indice di Rogers e Tanimoto (1960) è stata effettuata un'Analisi delle Coordinate Principali. Inoltre, al fine di valutare la significatività delle differenze alimentari tra le classi di taglia estreme fra quelle considerate, sono state applicate la Multi-Response Permutation Procedure (test MRPP, Biondini *et al.*, 1985) e l'Indicator Species Analysis (ISA, Dufrene e Legendre, 1997).

## Risultati

Nei pesci esaminati è stata riscontrata una dieta composta prevalentemente da organismi bentonici (Tab. 1). L'incidenza percentuale dei Molluschi rispetto agli *items* totali è stata del 23,4%, quella degli Anfipodi del 18%, mentre Policheti e Crostacei Decapodi hanno contribuito con il 5,7 ed il 3,3%, rispettivamente. Negli stomaci sono state altresì ritrovate larve di Chironomidi (3,3%) e, in misura minore, altri Insetti (0,8%) e Pesci (1,5%). Il detrito, sia di origine animale che vegetale, si è rivelato un costituente fondamentale nell'alimentazione di questo Sparide, mostrando un elevato valore (88,14) dell'indice IRI.

Tab. 1 - Percentuali di frequenza di rinvenimento (F%), numero (N%), volume (V%) ed indice di importanza relativa (IRI) delle principali categorie alimentari rinvenute.
*Percentage of frequency of occurrence (F%), number (N%), volume (V%) and index of relative importance (IRI) of the main food items found.*

| Categorie | F% | N% | V% | IRI |
|---|---|---|---|---|
| Mollusca | 43,85 | 23,36 | 21,42 | 19,64 |
| Polychaeta | 10,77 | 5,74 | 2,31 | 0,87 |
| Decapoda | 6,15 | 3,28 | 3,00 | 0,39 |
| Amphipoda | 33,85 | 18,03 | 7,19 | 8,54 |
| Insecta | 1,54 | 0,82 | 0,85 | 0,03 |
| Chironomidae | 6,15 | 3,28 | 1,15 | 0,27 |
| Pisces | 3,08 | 1,64 | 0,85 | 0,08 |
| Detrito | 82,31 | 43,85 | 63,23 | 88,14 |

L'Analisi delle Coordinate Principali (Fig. 1) ha mostrato che le tre classi di taglia considerate non sono disgiunte nello spazio definito dai primi due assi, che spiegano all'incirca il 60% della varianza totale. Infatti, in tutti e quattro i quadranti dell'ordinamento si osservano individui appartenenti a tutte le classi di taglia. Nonostante questo, il test MRPP sulle classi di taglia estreme ha indicato una dissimilarità media intraclasse significativamente più bassa di quella attesa sotto l'ipotesi di una dieta comune alle due classi di taglia (p=0,0022). A conferma di ciò l'analisi ISA ha

rivelato una associazione significativa fra l'Anfipode *Microdeutopus* spp. e la classe LT>16 (p=0,042), da una parte, e fra le larve di Chironomidi e la classe LT≤14,5 (p=0,001), dall'altra (Tab. 2).

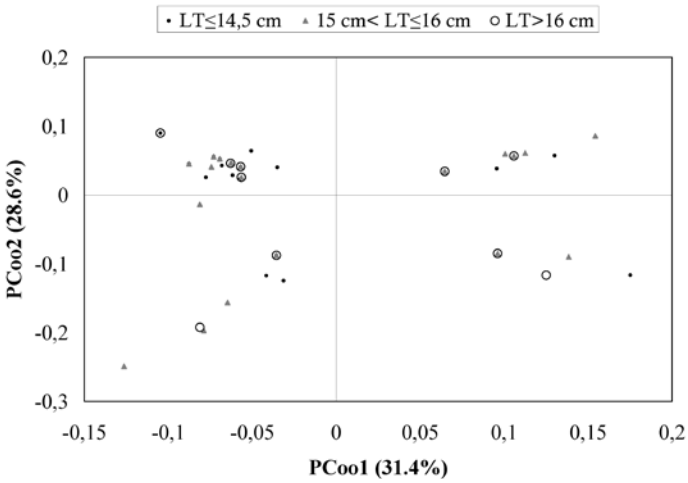



Fig. 1 - Analisi delle Coordinate Principali sulle classi di taglia di *D. annularis* esaminate in funzione della dieta.
*Principal Coordinates Analysis based on food items found in the examined* D. annularis *size classes.*

Tab. 2 - Indicator Species Analysis delle prede nelle classi di taglia di *D. annularis* esaminate.
*Indicator Species Analysis of preys in the examined* D. annularis *size classes.*

| Prede | | LT≤14,5 | 15<LT≤16 | LT>16 | p |
|---|---|---|---|---|---|
| MOLLUSCA | *Haminoea* sp. | 0 | 11 | 0 | 0,121 |
| | Opisthobranchia n.c. | 3 | 20 | 25 | 0,210 |
| | *Tapes decussatus* | 0 | 0 | 6 | 0,225 |
| | Mollusca n.c. | 3 | 1 | 2 | 0,887 |
| POLYCHAETA | *Phylo foetida* | 0 | 2 | 0 | 0,999 |
| | *Prionospio multibranchiata* | 0 | 2 | 0 | 0,999 |
| | Spionidae n.c. | 2 | 3 | 0 | 0,823 |
| | *Heteromastus filiformis* | 0 | 5 | 0 | 0,398 |
| | Capitellidae n.c. | 3 | 1 | 0 | 0,700 |
| | *Genetyllis rubiginosa* | 4 | 0 | 0 | 0,526 |
| | *Lumbrineris latreilli* | 4 | 0 | 0 | 0,505 |
| | *Hediste diversicolor* | 9 | 1 | 0 | 0,163 |
| | Terebellidae n.c. | 0 | 0 | 6 | 0,193 |
| DECAPODA | *Brachynotus gemmellari* | 0 | 5 | 0 | 0,379 |
| | Decapoda n.c. | 8 | 2 | 1 | 0,372 |
| AMPHIPODA | *Microdeutopus gryllotalpa* | 4 | 13 | 10 | 0,682 |
| | *Microdeutopus* spp. | 0 | 1 | 13 | 0,042* |
| | *Corophium insidiosum* | 8 | 0 | 0 | 0,120 |
| | *Corophium* spp. | 1 | 2 | 2 | 0,999 |
| | *Dexamine spinosa* | 2 | 0 | 3 | 0,689 |
| | *Gammarus* spp. | 1 | 2 | 3 | 0,975 |
| | *Ischyrocerus inexpectatus* | 0 | 2 | 0 | 0,999 |
| | *Melita palmata* | 4 | 0 | 0 | 0,485 |
| INSECTA | Chironomidae larvae | 27 | 0 | 0 | 0,001** |

## Conclusioni

*Diplodus annularis* mostra nello stagno di Calich un regime alimentare tipicamente carnivoro, ben adattandosi alle disponibilità trofiche del biotopo e dimostrando, in tal modo, di essere un abituale frequentatore di questo ambiente salmastro.

Dal confronto analitico (ISA) tra le classi di taglia estreme esaminate emergono comportamenti alimentari alquanto diversi (preferenze per larve di Chironomidi ed Anfipodi), spiegabili considerando sia la diversa dimensione delle prede, sia la loro eterogenea ubicazione legata all'estrema variabilità delle condizioni idrologiche di alcune zone dello stagno.

**Ringraziamenti**

Si ringraziano il P.A. Gesumino Spanu per la collaborazione prestata durante le attività di campionamento ed il personale della Bioservice s.c.r.l. per l'aiuto fornito nella fase di classificazione dei contenuti stomacali.

**Bibliografia**

BIONDINI M.E., BONHAM C.D., REDENTE. E.F. (1985) - Secondary successional patterns in a sagebrush (*Artemisia tridentata*) community as they relate to soil disturbance and soil biological activity. *Vegetatio*, **60**: 25-36.

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.

DUFRENE M., LEGENDRE P. (1997) - Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, **67** (3): 345-366.

HAEDRICH R.L. (1983) - Estuarine Fishes. In: Ketchum B.H. (ed), *Estuaries and enclosed seas: ecosystems of the world*, Elsevier, New York, **26**: 183–207.

HYSLOP E.J. (1980) - Stomach content analysis: a review of methods and their aplication. *J. Fish Biol.,* **17**: 411-429.

MARIANI S. (2001) - Can spatial distribution of ichthyofauna describe marine influence on coastal lagoons? A central Mediterranean case study. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **52**: 261-267.

PAIS A., CHESSA L.A., SERRA S. (2002) - Contributo alla conoscenza della fauna ittica dello stagno di Calich (Sardegna Nord Occidentale). *Biol. Mar. Medit*., **9** (1): 774-777.

PINKAS L., OLIPHANT M.S., IVERSON L.K. (1971) - Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters. *Fish. Bull.*, **152**: 1-105.

ROGERS D.J., TANIMOTO T.T. (1960) - A computer program for classifying plants. *Science* (Wash. D.C.), **132**: 1115-1118.

ROSECCHI E. (1987) – L'alimentation de *Diplodus annularis*, *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris* et *Sparus aurata* (Pisces, Sparidae) dans le Golfe du Lion et les lagunes littorales. *Rev. Trav. Pêches marit.,* **49** (3 et 4): 125-141.

Lavoro eseguito con contributo del CO.BO.NU. (Consorzio di Bonifica della Nurra).

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 577-582

E. Fanelli, A. Belluscio*, P. Carpentieri*, F. Colloca*, G.D. Ardizzone*

ICRAM (Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e Tecnologica Applicata al Mare)
Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
*Dip. Biologia Animale e Uomo, Università di Roma "La Sapienza",
V.le dell'Università, 32 - 00185 Roma, Italy.

# STRUCTURE OF DECAPOD CRUSTACEANS ASSEMBLAGES IN THE CENTRAL TYRRHENIAN SEA

## *STRUTTURA DELLE ASSOCIAZIONI DI CROSTACEI DECAPODI NEL MAR TIRRENO CENTRALE*

***Abstract***

*The distribution of the decapod crustaceans in the central Tyrrhenian sea was studied based on data collected during 5 trawl surveys carried out between 1996 and 2000 within the MEDITS project. A total of 52 species of were identified, the analysis revealed the occurrence of 4 faunistic groups: two in the continental shelf and two in the slope.*

***Key-words:*** *distribution, community composition, Decapoda, Tyrrhenian sea.*

## Introduction

The study of species assemblages inhabiting the continental shelf and slope is an important aspect of marine ecology, particularly in the central Tyrrhenian Sea where species are significantly exploited. Studies on the quantitative composition of the decapods crustacean fauna of Italian coasts were made by Arena and Li Greci (1973), Relini (1981), Tunesi (1986), Giordano *et al*. (1999), Pipitone and Arculeo (2003) but efforts comparable to those of Abello *et al*. (1988) and Maynou and Cartes (2000) in the north-west Mediterranean sea are lacking.

The present study contributes to the knowledge of the ecology of soft-bottom decapod crustacean of the central Tyrrhenian sea by defining the main faunistic assemblages of the area.

## Materials and methods

Data were collected during five trawl surveys (MEDITS project, Bertrand *et al*., 2002) carried out in July from 1996 to 2000 along the Latium coast, from the Garigliano river to the Giannutri island (central Tyrrhenian Sea).

Abundance indexes (number/km$^2$) of decapod crustaceans obtained during 230 hauls conducted in the depth range between 10 and 750 m, were initially analysed for each year separately. Hierarchical cluster analysis and non metric multi dimensional scaling (NMDS), based on Bray-Curtis similarity, were used to classify hauls into groups with similar species composition (Clarke and Warwick, 1994).

Since no significant differences between years were found in the structure of assemblages the data were pooled and average species abundances calculated.

A new similarity matrix, based on average abundances of species by stations, was then analysed. Rare species, defined as those occurring just in one or two hauls, were removed from the matrix.

## Results

A total of 51 species of decapod crustaceans were sampled, most of them belonged to Caridea and Penaeoidea. Only 5 species of Anomura and 12 of Brachyura were collected during the study (Tab. 1).

Tab. 1 - Decapod crustacean species (order Decapoda) collected by trawling off central Tyrrhenian Sea during the 1996-2000 period and their depth range (minimum and maximum depth in meters).

*Elenco delle specie di Crostacei Decapodi (Ordine Decapoda) raccolti mediante rete a strascico nel Tirreno centrale nel periodo 1996-2000 e loro range di profondità (minima e massima in metri).*

| | min | max |
|---|---|---|
| Sottordine Dendrobranchiata | | |
| Superfamiglia Penaeoidea | | |
| Famiglia Aristeidae | | |
| *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827) | 367 | 760 |
| *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) | 501 | 760 |
| *Funchalia woodwardii* (Johnson, 1867) | 760 | 760 |
| *Gennadas elegans* (S.I.Smith, 1884) | 515 | 760 |
| Famiglia Penaeidae | | |
| *Penaeus kerathurus* (Forksal, 1775) | 39 | 39 |
| *Parapenaeus longirostris* (H.Lucas, 1846) | 82 | 445 |
| Famiglia Solenoceridae | | |
| *Solenocera membranacea* (Risso, 1816) | 95 | 556 |
| Superfamiglia Sergestoidea | | |
| Famiglia Sergestidae | | |
| *Sergestes arcticus* (Krøyer,1855) | 500 | 555 |
| *Sergia robusta* (S.I.Smith, 1882) | 501 | 760 |
| Sottordine Pleocyemata | | |
| Infraordine Caridea | | |
| Famiglia Pasipheidae | | |
| *Pasiphaea multidentata* (Esmark, 1816) | 469 | 760 |
| *Pasiphaea sivado* (Risso, 1816) | 367 | 627 |
| Famiglia Alpheidae | | |
| *Alpheus glaber* (Olivi, 1792) | 32 | 400 |
| Famiglia Hippolitidae | | |
| *Ligur ensiferus* (Risso, 1816) | 556 | 556 |
| Famiglia Processidae | | |
| *Processa canaliculata* (Leach, 1815) | 105 | 585 |
| *Processa edulis* (Leach, 1816) | 208 | 208 |
| *Processa mediterranea* Zariquey Alvarez, 1955 | 286 | 550 |
| *Processa robusta* (Nouvel & Holthuis, 1957) | 15 | 15 |
| Famiglia Pandalidae | | |
| *Chlorotocus crassicornis* (Costa, 1871) | 95 | 469 |
| *Plesionika acanthonotus* (S.I.Smith, 1882) | 286 | 760 |
| *Plesionika antigai* Zariquey Alvarez, 1955 | 184 | 500 |
| *Plesionika edwardsii* (Brandt, 1851) | 260 | 501 |
| *Plesionika gigliolii* (Senna, 1903) | 286 | 600 |
| *Plesionika heterocarpus* (Costa, 1871) | 184 | 394 |
| *Plesionika martia* (A.Milne Edwards, 1883) | 367 | 760 |
| *Plesionika narval* (Fabricius, 1787) | 260 | 501 |
| Famiglia Crangonidae | | |
| *Philokeras echinulatus* (M.Sars, 1861) | 500 | 555 |
| *Aegeon cataphractus* (Olivi, 1792) | 23 | 65 |
| *Aegeon lacazei* (Gourret, 1887) | 38 | 760 |
| *Pontophilus norvegicus* (M.Sars, 1861) | 445 | 469 |
| *Pontophilus spinosus* (Leach, 1815) | 367 | 515 |
| Infrardine Astacidea | | |
| Famiglia Nephropidae | | |
| *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758) | 286 | 635 |
| Infraordine Thalassinidea | | |
| Famiglia Axiidae | | |
| *Calocaris macandrae* (Bell,1846) | 161 | 260 |
| Infraordine Palinura | | |
| Famiglia Polychelidae | | |
| *Polycheles typhlops* (Heller, 1862) | 155 | 760 |
| Famiglia Scyllaridae | | |
| *Scyllarides latus* (Latreille, 1803) | 23 | 23 |
| Infraordine Anomura | | |
| Famiglia Paguridae | | |
| *Pagurus alatus* Fabricius, 1775 | 555 | 555 |
| *Pagurus excavatus* (Herbst, 1791) | 82 | 225 |
| *Pagurus prideaux i* Leach, 1815 | 32 | 44 |
| Famiglia Galatheidae | | |
| *Munida intermedia* A. Milne Edwards & Bouvier, 1899 | 286 | 556 |
| *Munida tenuimana* G.O. Sars, 1872 | 501 | 600 |
| Infraordine Brachyura | | |
| Sezione Archaeobrachyura | | |
| Famiglia Homolidae | | |
| *Paromola cuvieri* (Risso, 1816) | 600 | 635 |
| Sezione Oxystomata | | |
| Famiglia Dorippidae | | |
| *Medorippe lanata* (Linnaeus, 1767) | 15 | 306 |
| Sezione Oxyrhyncha | | |
| Famiglia Latreillidae | | |
| *Latreillia elegans* Roux, 1830 | 32 | 32 |
| Famiglia Majidae | | |
| *Macropodia longipes* (A.Milne Edwards & Bouvier, 1899) | 184 | 184 |
| *Maja squinado* (Herbst, 1788) | 106 | 430 |
| Famiglia Parthenopidae | | |
| *Parthenope macrocheles* (Herbst, 1790) | 32 | 260 |
| Sezione Brachyrhyncha | | |
| Famiglia Geryonidae | | |
| *Geryon longipes* A.Milne edwards, 1881 | 550 | 760 |
| Famiglia Portunidae | | |
| *Bathynectes longipes* (Risso, 1816) | 87 | 87 |
| *Bathynectes maravigna* (Prestandrea, 1839) | 556 | 556 |
| *Polybius (Polybius) depurator* (Linnaeus, 1758) | 15 | 394 |
| *Polybius(Macropipus) tuberculatus* (Roux, 1830) | 95 | 600 |
| Famiglia Goneplacidae | | |
| *Goneplax rhomboides* (Linnaeus, 1758) | 15 | 394 |

The dendrogram of similarities among stations showed that four main groups can be clearly defined along the bathymetric gradient (Fig. 1a, Tab. 1). The first branching of the similarity tree clearly discriminates betweeen shelf and slope stations. The shelf group can be further divided respectively into coastal shelf stations over sandy bottoms (seven trawls, mean depth 33,4 m, SD=11,2), and middle shelf stations on terrigenous mud (19 trawls, mean depth 132,6 m, SD=39,9). On the slope two main groups can be separated, joining respectively upper slope stations (mean depth 333,7 m;

SD=51,6) and middle slope stations (mean depth 546,5 m; SD=97,1). The bathymetrical division between the littoral and the shelf group is located at about 45 m, while the division between shelf and slope at about 180 m. The limits between the upper and the lower slope can be located at about 400 m depth. The NMDS analysis confirmed these results revealing four faunistic groups (Fig. 1b).

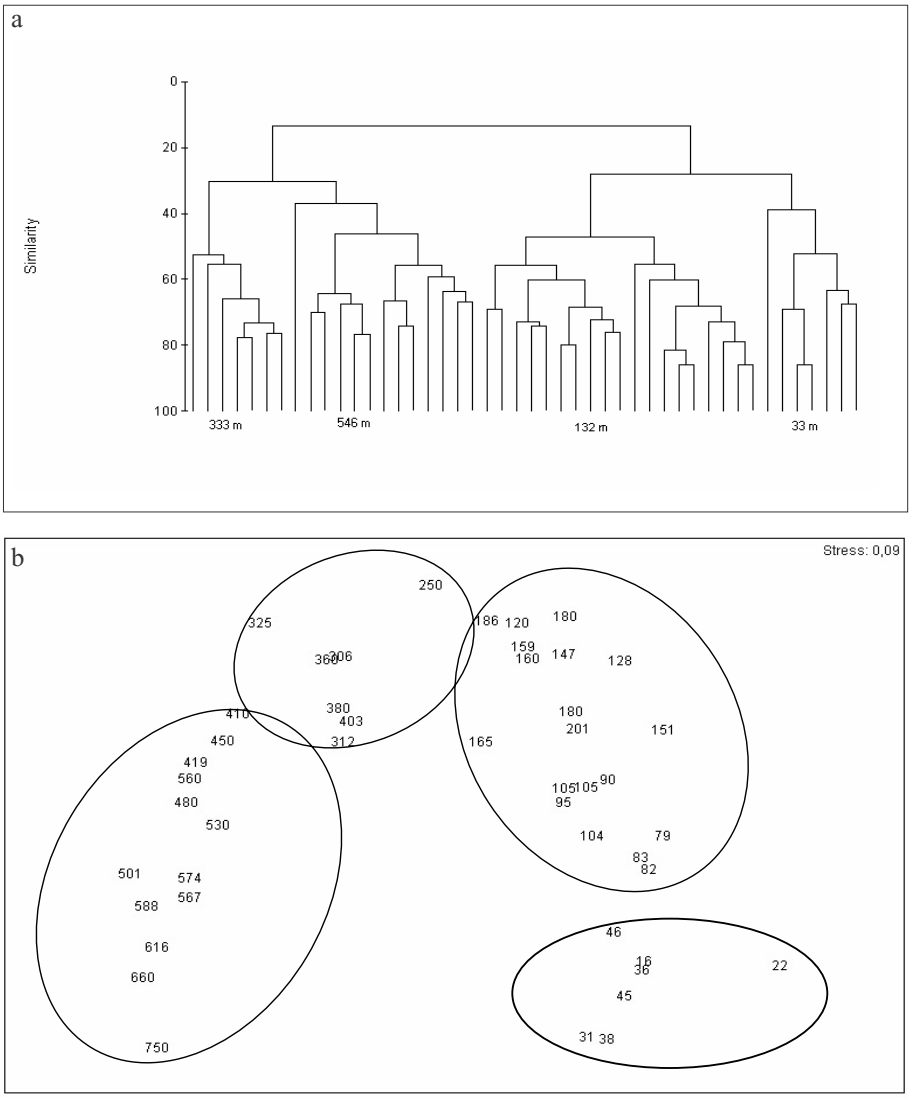



Fig. 1 - a) Dendrograms of trawl stations using group-average clustering from Bray-Curtis similarity on abundance of decapod crustaceans in the central Tyrrhenian Sea; b) NMDS ordination plot of decapod crustaceans abundance data.

*a) Dendrogramma delle stazioni di campionamento in base all'indice di similarità di Bray-Curtis in base ai dati di abbondanza della fauna a crostacei decapodi; b) Ordinamento NMDS delle stazioni in base ai dati di abbondanza dei crostacei decapodi.*

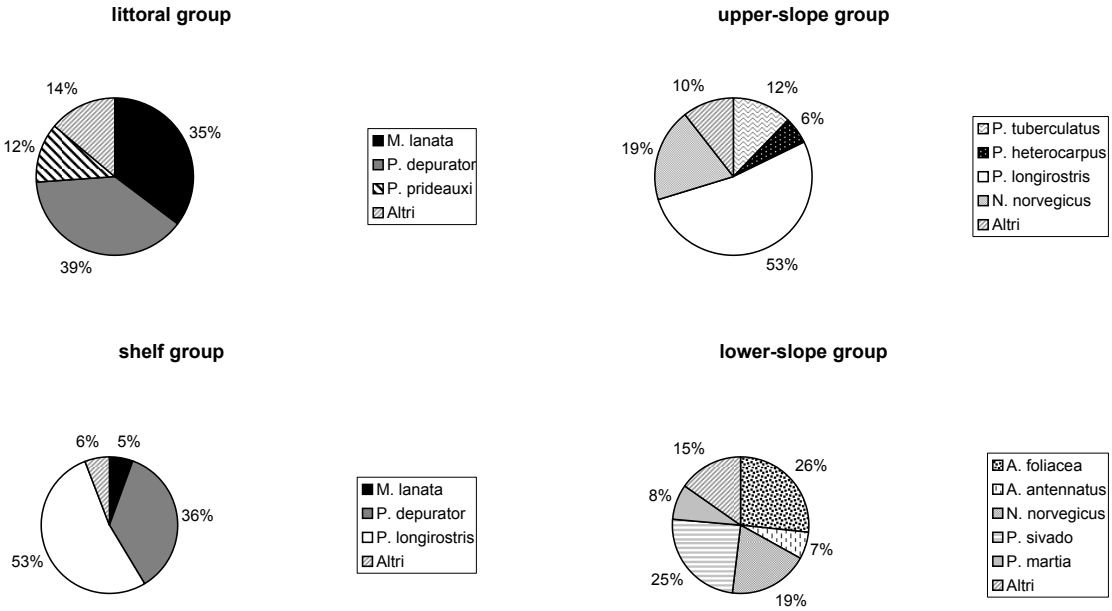



Fig. 2 - Relative abundance (n/km$^2$) of dominant species of each group identified by cluster and NMDS analysis.

*Abbondanza relativa (n/km$^2$) delle specie dominanti di crostacei decapodi nelle quattro associazioni di specie identificate.*

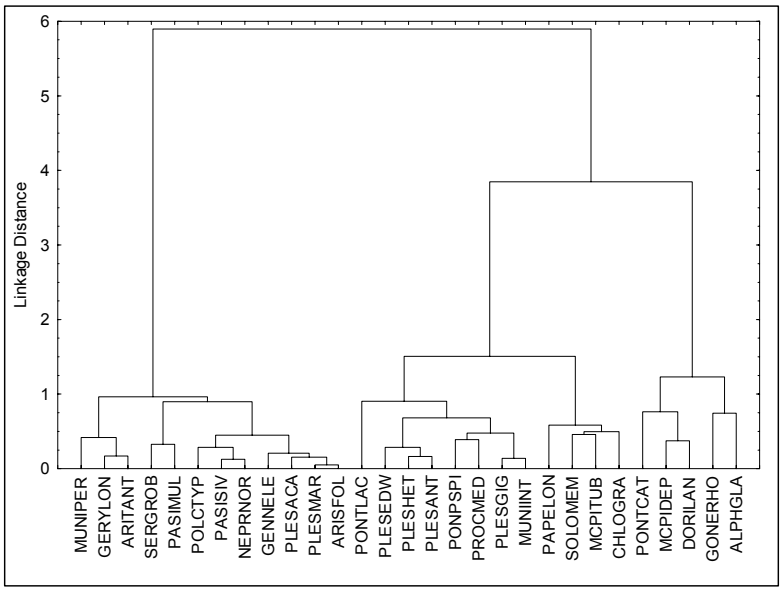



Fig. 3 - Similarities among species. Cluster analysis.

*Similarità tra specie. Cluster analysis.*

Fig. 2 shows the species characterising the four assemblages. The coastal shelf were dominated by the Brachyura *M. lanata* and *L. depurator*. On the deeper shelf the abundance of these two species decreased while increased significantly the peneid shrimp *P. longirostris,* which was the most abundant species also on the upper slope along with *N. norvegicus*. In this group the Portunidae *P. tuberculatus* replaced *P. depurator*. Deeper stations, distributed on middle slope, are characterised by a more heterogeneous composition due to Aristaeidae prawns (*A. foliacea* and *A. antennatus*), Pasiphaeidae (*P. sivado*) and Pandalidae (*P. martia*).

## Conclusions

Results of this study provided considerable information about the composition and the structure of the assemblages of demersal decapod crustaceans in the central Tyrrhenian Sea. Depth appeared to be the main structuring factor for the spatial distribution of species as observed for the whole demersal fauna in the central Tyrrhenian (Colloca *et al.,* 2002).

The main faunistic discontinuity was that separating the shelf and slope zones as observed in Atlantic (Wenner and Read, 1982) and western Mediterranean (Abello *et al.,* 1988). Within these two main groups, the occurrence of species reaching higher concentrations over a restricted depth range determined the occurrence of distinguishable assemblages at a lower dissimilarity level. Decapod shelf fauna can be divided into two main groups, coastal shelf species and deep shelf species, while the transition between upper-slope fauna and a strictly bathyal fauna appeared to be located at about 400 m.

Decapod crustaceans represent an important component of demersal assemblages in the Mediterranean, particularly on the continental slope (Colloca *et al*., 2002) where they showed marked temporal fluctuations in abundance. Further investigations should be devoted to analyse species relationships and resource partitioning between species to better understand the dynamic of crustacean assemblages exposed to fishing exploitation.

### References

ABELLO P., VALLADARES F.J., CASTELLON A. (1988) – Analysis of the structure of decapod crustacean assemblages off the Catalan coast (North-West Mediterranean). *Marine Biology*, **98**: 39-49.

ARENA P., LIGRECI F. (1973) - Indagine sulle condizioni faunistiche e sui rendimenti di pesca dei fondali batiali della Sicilia occidentale e della bordura settentrionale dei banchi della soglia siculo-Tunisina. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca*, **1**: 157-201.

BERTRAND J.A., GIL DE SOLA L., PAPACOSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (2002) - The general specifications of the MEDITS survey. *Sci. Mar.,* **66** (Suppl. 2): 9-17.

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.

COLLOCA F., CARDINALE M., BELLUSCIO A., ARDIZZONE G.D. (2003) - Pattern of distribution and diversity of demersal assemblages in the central Mediterranean sea. *Est., Coast. and Shelf Sci.,* **56**: 469-480.

GIORDANO D., SPANO' N., PERDICHIZZI F., RINELLI P., GRECO S. (1999) - Bathymetric distribution of decapod crustaceans in the southern Tyrrhenian Sea. *Biol. Mar. Medit*., **6** (1): 576-578.

MAYNOU F., CARTES J.E. (2000) - Community structure of bathyal decapod crustaceans off southwest Balearic islands (western Mediterranean): seasonality and regional patterns in zonation. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **80**: 789-798.

PIPITONE C., ARCULEO M. (2003) - The marine Crustacea Decapoda of Sicily (central Mediterranean Sea): a checklist with remarks on their distribution. *Ital. J. Zool.*, **70** (1): 69-78.

RELINI G. (1981) - Campagna di pesca a strascico 1977 sui fondi batiali del Mar Ligure nell'ambito dei programmi finalizzati. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca*, **3** (1 Suppl.): 111-122.

TUNESI L. (1986) - Crostacei decapodi dei fondi strascicabili antistanti Chiavari (Riviera ligure di Levante). *Annali Mus. Civ. St. Nat. Giacomo Doria*, **86**: 29-44.

WENNER E.L., READ T.H. (1982) - Seasonal composition and abundance of decapod crustacean assemblages from the South Atlantic Bight, USA. *Bull. Mar. Sci.*, **32**: 181-206.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 583-585

F. Fiorentino, G.B. Giusto, G. Sinacori, G. Norrito

Istituto di Ricerche sulle Risorse Marine e l'Ambiente (IRMA), Sezione di IAMC-CNR,
Via Luigi Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo (TP), Italia.

# FIRST RECORD OF *FISTULARIA COMMERSONII* (FISTULARIDAE, PISCES) IN THE STRAIT OF SICILY (MEDITERRANEAN SEA)

## *PRIMO RITROVAMENTO DI* FISTULARIA COMMERSONII *(FISTULARIDAE, PISCES) NELLO STRETTO DI SICILIA (MEDITERRANEO)*

***Abstract***

*The Red Sea immigrant fish* Fistularia commersonii *(Ruppel, 1835) (Fistularidae, Pisces) is reported for the first time in the Strait of Sicily. The specimen was fished on November 12th 2002 about 45 nm south off Lampedusa Island (approximate coordinates: φ 34 35 00 N and λ 12 11 00 E) on 40-60 m depth bottoms. This finding is a further step in the colonization process by the exotic fish occurring in the Mediterranean Sea and emphasizes the importance of the Strait of Sicily in observing the variation of the bio-geographical distribution of species.*

***Key–words:*** *alien,* Fistularia commersonii*, Strait of Sicily, Mediterranean Sea.*

## Introduction

*Fistularia commersonii* (Ruppel, 1835) (Fistularidae, Pisces) is a cornet fish, reaching up to 150 cm total length, widely distributed in the Indian and the Pacific Ocean, including the coasts of Central and South America. In recent times, this species was firstly collected in the Eastern Mediterranean Sea, off the Israel coast (Golani, 2000); later, further findings were recorded in the Aegean Sea (Rhodes Island) (Corsini *et al*., 2002) and off the Anatolian coast (Bilecenoglu *et al*., 2002).

This note presents the first record of the species in the Strait of Sicily, the main connection between western and eastern Mediterranean.

## Materials and methods

The specimen was caught on November 12th 2002 by the distant trawler "M/P Cartagine" of Mazara del Vallo fleet, about 45 nm south off Lampedusa Island (approximate coordinates: φ 34 35 00 N and λ 12 11 00 E) on 40-60 m depth bottoms. The main biometric features were taken and sex was determined. The animal was stored in the fish collection of the IRMA-CNR.

## Results

The individual was a females (Fig. 1) of 767 mm SL, with a single ovary 3 g weighting. A thick fat layer adhered to the peritoneal membrane. The gonad appeared yellowish, flaccid and empty, without evident superficial vases. Eggs were of different sizes. The largest ones ranged between 330 and 420 μm, with evident signs of atresic deterioration. The main biometric and meristic measures of the specimen are reported in Tab. 1.

Fig. 1 - *Fistularia commersonii* female from the Strait of Sicily (767 mm standard length).
*Esemplare di sesso femminile di* Fistularia commersonii *catturato nello Stretto di Sicilia (767 mm di lunghezza standard).*

Tab. 1 - Main biometric and meristic measures of *Fistularia commersonii* from the Strait of Sicily. Length is expressed in mm, weight in g.
*Principali caratteri biometrici e meristici di* Fistularia commersonii *catturata nello Stretto di Sicilia. Le lunghezze sono espresse in mm ed il peso in g.*

| | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Total weight | 345 | Fork length | 778 | Inter-orbital distance | 22 | Head length | 285 | Pectoral fin rays (number) | 14 |
| Total length | 904 | Body height | 24 | Horizontal eye diameter | 18 | Snout length | 210 | Anal fin rays (number) | 14 |
| Standard length | 767 | Body width | 42 | Vertical eye diameter | 8 | Dorsal fin rays (number) | 14 | Pelvic fin rays (number) | 6 |

## Conclusions

Amongst the Lessepsian species, only three fish species were already reported in the Strait of Sicily: *Siganus luridus*, *S. rivulatus*, *Stephanolepis diaspros* (Orsi Relini, 2001; Golani *et al*., 2002). The presence of *F. commersonii* in the south-western sector of the area represents a new element in the colonization process of the exotic fish occurring in the Mediterranean Sea and emphasizes the importance of the Strait of Sicily in observing the variation of the bio-geographical distribution of species.

The present finding represents a westwards extension in the distribution of this Lessepsian species along the Mediterranean (Fig. 2). It is worth noting that this specimen was caught on a level deeper than the previously reported for the area (15-35 m in Golani, 2000).

Furthermore it is remarkable that the specimen from the Strait of Sicily is the largest of those collected in the Mediterranean Sea, as the second-largest described before measured 734 mm SL (Corsini *et al*., 2002). No other information on sexual features of specimens from the area is available in literature.

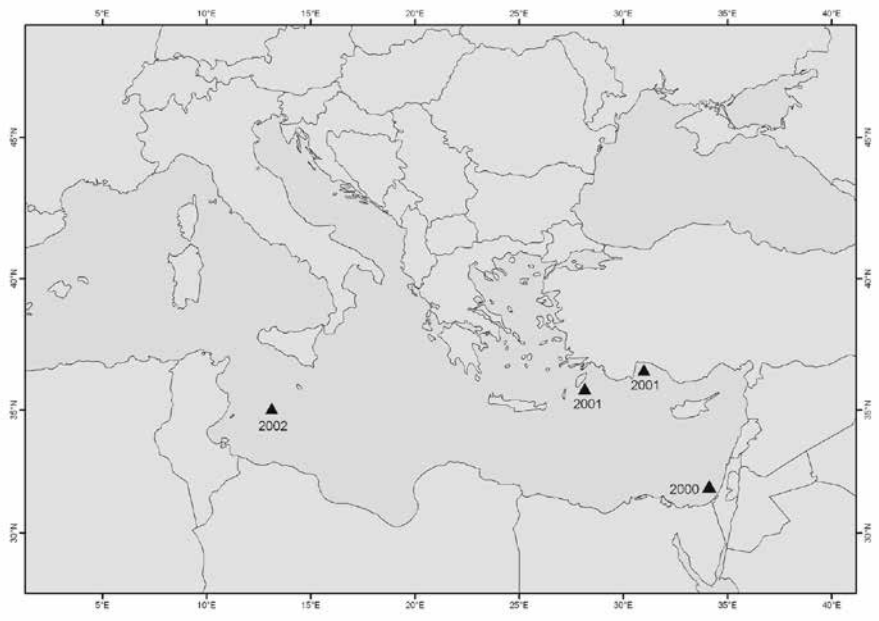



Fig. 2 - Westwards extension in the distribution of *Fistularia commersonii* along the Mediterranean from the first finding (off Israel coast in 2000) up to now (near Lampedusa Island in 2002).

*Espansione verso la porzione occidentale del Mediterraneo della distribuzione di* Fistularia commersonii *a partire dal primo ritrovamento (coste israeliane nel 2000) fino alla presente cattura (presso Isola di Lampedusa nel 2002).*

**Acknowledgement**

Thanks to the captain of the trawler "M/p Cartagine", Battista Marrone, who kindly presented us with the specimen and information on the catch site.

**References**

BILECENOGLU M., TAŞKAVAK E., BOGAÇ KUNT K. (2002) - Range extension of three Lessepsian migrant fish (*Fistularia commersonii, Sphyraena flavicauda, Lagocephalus suezensis)* in the Mediterranean Sea. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.*, **82**: 525-526.

CORSINI M., KONDILATOS G., ECONOMIDIS P.S. (2002) - Lessepsian migrant *Fistularia commersonii* from the Rhodes marine area. *J. Fish Biol.,* **61**: 1061–1062.

GOLANI D. (2000) - First record of the bluespotted cornetfish from the Mediterranean Sea. *J. Fish Biol*., **56**: 1545-1547.

GOLANI D., ORSI RELINI L., MASSUTÍ E., QUIGNARD J.P. (2002) – CIESM Atlas of exotic species in the Mediterranean. *Fishes*. CIESM Publishers, Monaco, **1**: 256 pp.

ORSI RELINI L. (2001) – Pesci esotici nel Mediterraneo, un aggiornamento sugli immigranti di origine indopacifica ed atlantica. *Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 84-93.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 586-591

M.C. Follesa, S. Cabiddu, A. Sabatini, A. Cau

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università di Cagliari, Viale Poetto, 1 – 09126 Cagliari, Italia.

# RELAZIONI TROFICHE NELLE SPECIE DI *SCORPAENA* (LINNEO, 1758) DEL MEDITERRANEO CENTRO-OCCIDENTALE

## *TROPHIC RELATIONSHIPS IN* SCORPAENA *SPECIES (LINNEO, 1758) OF THE WEST-CENTRAL MEDITERRANEAN SEA*

***Abstract***

*Feeding habits of three species of Scorpaenidae,* Scorpaena porcus*,* S. notata *and* S. loppei *(Osteichthyes, Scorpaenidae) as a function of size were investigated to assess the intra and interspecific competition. Crustaceans decapoda were the main food items in all three species. A strong interspecific food overlap was observed in small size classes and between adults (medium and large size classes) of* S. porcus *and* S. notata*, whereas intraspecific competition between small size classes and adults was high only for* S. loppei.

***Key-words:*** *Scorpaenidae, feeding behaviour, competition, Mediterranean sea.*

## Introduzione

Le notizie inerenti l'etologia trofica delle specie di *Scorpaena* del Mediterraneo risultano esigue, se si escludono quelle relative a *Scorpaena porcus* nel Golfo di Palermo (Arculeo *et al*., 1989), nel Tirreno centrale (Carpentieri *et al*., 2001) e nel Mar Ligure meridionale (Silvestri *et al*., 2002) e a *S. porcus*, *S. notata* e *S. scrofa* nel Golfo di Marsiglia (Harmelin-Vivien *et al*., 1989). Attualmente mancano informazioni per i mari circostanti la Sardegna.

Al fine di dare un ulteriore contributo alla conoscenza delle relazioni trofiche di questo genere, sono state analizzate le abitudini alimentari di tre specie*: S. porcus, S. notata* e *S. loppei,* caratterizzate dalla parziale sovrapposizione della loro distribuzione batimetrica.

## Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto su un campione di esemplari catturati durante le campagne sperimentali di pesca a strascico, condotte negli anni 2001 e 2002 nei mari circostanti la Sardegna, tra 10 m e 50 m di profondità, integrato con materiale proveniente dalle catture commerciali, mediante reti da posta, della flottiglia artigianale del porto di Cagliari.

La variazione ontogenica nell'uso delle risorse alimentari è stata studiata suddividendo gli esemplari in tre gruppi di taglia: piccoli (*S. porcus* 20-|100 mm = P1; *S. notata* 40-|80 mm = N1; *S. loppei* 60-|80 mm = L1) medi (*S. porcus* 100-|180 mm = P2; *S. notata* 80-|120 mm = N2; *S. loppei* 80-|100 mm = L2) e grandi (*S. porcus* 180-|260 mm = P3; *S. notata* 120-|160 mm = N3; *S. loppei* 100-|120 mm = L3).

Il contributo delle differenti categorie di prede nella dieta è stato stimato utilizzando gli indici alimentari: frequenza percentuale (F), abbondanza percentuale (Cn) e coefficiente di vacuità (Cv) (Hureau, 1970).

L'ampiezza della dieta e la sovrapposizione intra e interspecifica nell'uso delle risorse alimentari sono state stimate usando rispettivamente l'indice standardizzato di Levin (Hurlbert, 1978; Krebs, 1989) e l'indice semplificato di Morisita (Krebs 1989;

Hall *et al*., 1990). Inoltre, per descrivere le variazioni ontogeniche nelle abitudini alimentari, sono state condotte analisi di agglomerazione e scaling multidimensionale (MDS) su valori trasformati (root-square transformation) di abbondanza delle prede, utilizzando l'indice di similarità di Bray-Curtis (Field *et al.,* 1982).

Tab. 1 - Caratteristiche del campione.
*Sample characteristics.*

| SPECIE | Cv | N. ESEMPLARI ESAMINATI | PROF (m) (min-max) | LT (cm) | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | min-max | Media | DS |
| *Scorpaena porcus* | 42,74 | 379 | 14-59 | 2,8-26,0 | 12,250 | 3.969 |
| *Scorpaena notata* | 46,53 | 288 | 20-109 | 4,2-16,0 | 10,615 | 2.557 |
| *Scorpaena loppei* | 48,97 | 145 | 53-136 | 5,9-11,6 | 9,374 | 1.180 |

Tab. 2 - Dieta di *Scorpaena porcus, Scorpaena notata* e *Scorpaena loppei* (F = Frequenza percentuale; Cn abbondanza percentuale).
*Diet of* Scorpaena porcus, Scorpaena notata *and* Scorpaena loppei *(F = percentage frequency of occurrence; Cn = percentage numerical abundance).*

| | *Scorpaena porcus* | | *Scorpaena notata* | | *Scorpaena loppei* | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **PREDA** | **F** | **Cn** | **F** | **Cn** | **F** | **Cn** |
| **CROSTACEI** | 91.71 | 85.56 | 94.16 | 87.45 | 90.54 | 89.36 |
| non identificati | 19.82 | 13.90 | 22.73 | 17.71 | 52.70 | 54.26 |
| DECAPODI | 65.90 | 56.68 | 61.69 | 53.14 | 40.54 | 34.04 |
| non identificati | 0.46 | 0.53 | 0.65 | 0.37 | | |
| RETTANTI | 42.86 | 35.29 | 39.61 | 28.41 | 9.46 | 7.45 |
| non identificati | | | 0.65 | 0.37 | 1.35 | 1.06 |
| ANOMURI | 1.84 | 1.07 | 1.30 | 0.74 | | |
| Paguridea | 0.46 | 0.27 | | | | |
| *Paguristes eremita* | 0.46 | 0.27 | | | | |
| *Galathea strigosa* | 0.46 | 0.27 | | | | |
| *Galathea intermedia* | | | 0.65 | 0.37 | | |
| *Galathea* sp. | 0.46 | 0.27 | 0.65 | 0.37 | | |
| non identificati | | | | | | |
| MACRURI | 4.15 | 2.41 | 2.60 | 1.48 | 1.35 | 1.06 |
| *Scyllarus arctus* | 2.76 | 1.60 | | | | |
| *Callianassa truncata* | | | 0.65 | 0.37 | 1.35 | 1.06 |
| non identificati | 1.38 | 0.80 | 1.95 | 1.11 | | |
| BRACHIURI | 37.79 | 34.49 | 37.01 | 25.83 | 6.76 | 5.32 |
| *Ilia nucleus* | 0.46 | 0.27 | | | | |
| Leucosiidae | | | 0.65 | 0.37 | | |
| *Ebalia granulosa* | | | 1.30 | 0.74 | | |
| *Ebalia* sp. | 0.92 | 0.53 | 1.30 | 0.74 | 1.35 | 1.06 |
| *Sirpus zariquieyi* | 1.38 | 1.07 | 0.65 | 0.37 | | |
| *Liocarcinus arcuatus* | 11.52 | 7.75 | 2.60 | 1.48 | | |
| *Liocarcinus zariquieyi* | 0.92 | 0.53 | | | | |
| *Liocarcinus corrugatus* | 0.92 | 0.53 | | | | |
| *Liocarcinus depurator* | 2.30 | 1.60 | 5.19 | 2.95 | | |
| *Liocarcinus* sp. | 2.30 | 1.34 | 3.25 | 1.85 | | |
| *Carcinus aestuarii* | 0.46 | 0.27 | | | | |
| *Goneplax rhomboides* | 0.46 | 0.27 | | | 1.35 | 1.06 |
| Xanthidae | 0.92 | 0.53 | | | | |
| *Xantho poressa* | 0.46 | 0.27 | | | | |
| *Parthenope* sp. | 0.92 | 0.53 | | | | |
| Majidae | | | 2.60 | 1.48 | | |
| *Maja* sp. | 0.46 | 0.27 | | | | |
| *Eurynome aspera* | 0.92 | 0.53 | 1.30 | 0.74 | | |
| *Lissa chiragra* | 0.46 | 0.27 | | | | |
| *Inachus* sp. | | | 0.65 | 0.37 | | |
| *Pisa corallina* | 0.46 | 0.27 | | | | |
| *Pisa* sp. | 0.46 | 0.27 | | | | |
| *Macropodia* sp. | 3.23 | 2.41 | 5.84 | 4.06 | | |
| non identificati | 15.21 | 12.30 | 17.53 | 10.70 | 4.05 | 3.19 |

| | *Scorpaena porcus* | | *Scorpaena notata* | | *Scorpaena loppei* | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | **F** | **Cn** | **F** | **Cn** | **F** | **Cn** |
| (continuo) | | | | | | |
| NATANTI | 27.65 | 20.86 | 28.57 | 25.09 | 32.43 | 26.60 |
| *Processa* sp. | 7.37 | 5.88 | 5.84 | 4.43 | | |
| *Palaemon xiphias* | 0.46 | 0.27 | | | | |
| *Athanas nitescens* | 0.92 | 0.53 | 1.95 | 1.11 | | |
| *Alpheus glaber* | | | | | 16.22 | 13.83 |
| *Alpheus dentipes* | 0.92 | 0.53 | | | | |
| *Alpheus* sp. | 0.46 | 0.27 | 1.30 | 0.74 | | |
| *Pontocaris lacazei* | | | 0.65 | 0.37 | | |
| non identificati | 19.82 | 13.37 | 20.78 | 15.50 | 16.22 | 12.77 |
| STOMATOPODI | 1.38 | 0.80 | | | | |
| EUFASIACEI | 1.38 | 0.80 | | | | |
| ISOPODI | 12.90 | 8.56 | 13.64 | 12.55 | 1.35 | 1.06 |
| ANFIPODI | 5.53 | 3.74 | 6.49 | 4.06 | | |
| ANISOPODI | 0.46 | 0.27 | 0.65 | 0.37 | | |
| NOTOSTRACI | | | 0.65 | 0.37 | | |
| stadi larvali di crostacei | 0.92 | 0.80 | 0.65 | 0.37 | | |
| **TELEOSTEI** | 14.75 | 10.96 | 3.90 | 2.58 | 13.51 | 10.64 |
| Anguilliformi | | | 0.65 | 0.37 | | |
| *Mullus surmuletus* | 3.69 | 3.74 | | | | |
| *Simphodus tinca* | 0.46 | 0.27 | | | | |
| *Serranus cabrilla* | 0.46 | 0.27 | | | | |
| *Serranus hepatus* | 0.46 | 0.27 | | | | |
| *Coris julis* | 0.46 | 0.27 | | | | |
| *Diplodus annularis* | 0.92 | 0.53 | | | | |
| *Cepola rubescens* | 0.46 | 0.27 | | | | |
| *Gobius* sp. | 0.46 | 0.27 | | | | |
| non identificati | 8.76 | 5.08 | 3.25 | 2.21 | 13.51 | 10.64 |
| **MOLLUSCHI** | 2.30 | 1.34 | 3.90 | 2.21 | | |
| BIVALVI | 0.92 | 0.53 | 0.65 | 0.37 | | |
| GASTEROPODI | 0.46 | 0.27 | 2.60 | 1.48 | | |
| Anaspidea | | | 0.65 | 0.37 | | |
| CEFALOPODI | 0.92 | 0.53 | 0.65 | 0.37 | | |
| SEPIOLIDAE | 0.46 | 0.27 | | | | |
| **POLICHETI** | 3.69 | 2.14 | 6.49 | 4.06 | | |
| ERRANTI | 2.76 | 1.60 | 3.90 | 2.95 | | |
| *Euphrosine foliosa* | | | 0.65 | 0.37 | | |
| *Aphrodite aculeata* | | | 1.30 | 1.11 | | |
| non identificati | | | 2.60 | 1.48 | | |
| **ECHINODERMI** | | | 0.65 | 0.37 | | |
| ECHINOIDI | | | 0.65 | 0.37 | | |
| vermi n.i. | | | 1.95 | 2.21 | | |

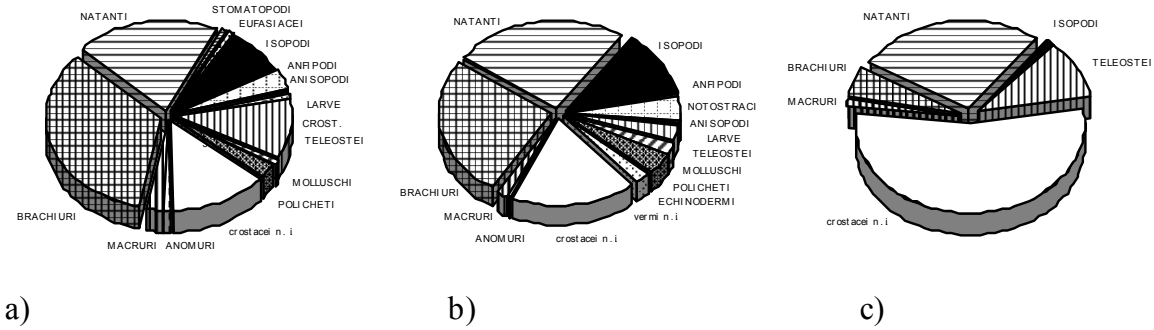
## Risultati

Sono stati esaminati 379 esemplari di *S. porcus*, 288 esemplari di *S. notata* e 145 esemplari di *S. loppei*.

Il coefficiente di vacuità, il numero di esemplari esaminati, l'intervallo batimetrico, la taglia minima e massima, la taglia media e la relativa Deviazione Standard (DS) per specie sono riportati in Tab. 1.

I crostacei rappresentano la frazione principale della dieta di tutte tre le specie (*S. porcus* Cn=85.56; *S. notata* Cn=87.45; *S. loppei* Cn=89.36), mentre i teleostei compaiono come prede secondarie nella dieta di *S. porcus* (Cn=10.96) e *S. loppei* (Cn=10.64) e come prede accidentali in quella di *S. notata* (Cn=2.58) (Tab. 2, Fig. 1). I decapodi rappresentano l'ordine di crostacei dominante nella dieta delle tre specie (*S. porcus* F=91.71, Cn=56.68; *S. notata* F=94.16, Cn=53.14; *S. loppei* F=90.54, Cn=34.04); in particolare per *S. porcus* e per *S. notata* risultano maggiormente rappresentati i decapodi brachiuri (F=37.79, Cn=34.49; F=37.01 Cn=25.83), e i decapodi natanti per *S. loppei* (F=32.43, Cn=26.60). L'ordine degli isopodi compare quasi esclusivamente nella dieta di *S. porcus* (F=12.90, Cn=8.56) e *S. notata* (F=13.64, Cn=12.55). Altri ordini di crostacei (eufasiacei, anfipodi, anisopodi) portano un contributo esiguo nella dieta di queste specie.

L'ampiezza della dieta calcolata attraverso l'indice standardizzato di Levin è risultata minore per *S. porcus* (B=0.264), valori simili sono stati ottenuti per *S. notata* e *S. loppei* (B=0.331, B=0.334).



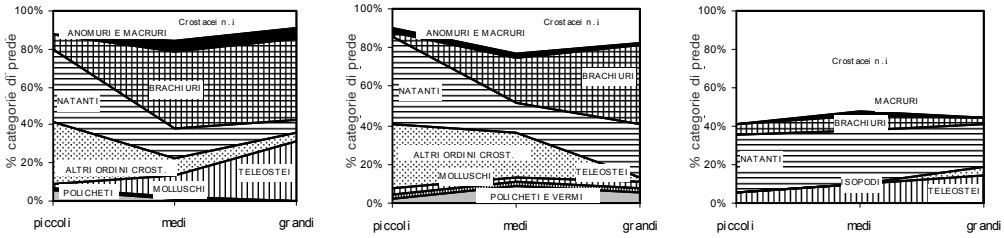

a) b) c)

Fig. 1 - Composizione della dieta (in numero) di *Scorpaena porcus* (a), *Scorpaena notata* (b) e *Scorpaena loppei* (c).

*Diet composition (by number) of* Scorpaena porcus *(a),* Scorpaena notata *(b) and* Scorpaena loppei *(c).*

La variazione della dieta in funzione della taglia considerata mostra un andamento simile in *S. porcus* e *S. notata* (Fig. 2). Gli esemplari piccoli si nutrono principalmente di decapodi natanti e di crostacei di piccole dimensioni appartenenti ad altri ordini (isopodi, eufasiacei, anfipodi, anisopodi e notostraci). All'aumentare della taglia decresce la frequenza delle categorie sopracitate, mentre aumenta l'importanza dei decapodi brachiuri. In *S. loppei* non è stato possibile osservare lo stesso andamento, risultando costante la proporzione di decapodi natanti e brachiuri consumata

durante lo sviluppo ontogenico. Tuttavia, in *S. porcus* e in *S. loppei* si riscontra un regolare aumento dell'abbondanza dei teleostei.




a) b) c)

Fig. 2 - Variazione della dieta in fuzione della taglia in *Scorpaena porcus* (a)*, Scorpaena notata* (b) e *Scorpaena loppei* (c).

*Dietary variation as a function of size in* Scorpaena porcus *(a),* Scorpaena notata *(b) and* Scorpaena loppei *(c).*

La competizione interspecifica, calcolata attraverso l'indice di Morisita, è alta tra *S. porcus* e *S. notata* (C=0.966), mentre risulta meno significativa tra queste due specie e *S. loppei* (*S. porcus* C=0.743, *S. notata* C=0.711).

Le relazioni competitive intra e interspecifiche cambiano in funzione della taglia (Tab. 3). Si osserva una forte competizione tra i piccoli delle tre specie a causa dello sfruttamento comune di decapodi natanti e piccoli crostacei appartenenti ad altri ordini. La competizione intraspecifica è sempre alta per *S. loppei,* mentre per *S. porcus* e *S. notata* diventa apprezzabile tra gli esemplari appartenenti alle classi di taglia più grandi. Gli adulti di *S. loppei* in cui tale porzione di crostacei è esigua, non competono con gli adulti delle altre due specie che mostrano, invece, un'elevata sovrapposizione delle nicchie trofiche.

Tab. 3 - Sovrapposizione delle nicchie trofiche tra le differenti classi di taglia di *Scorpaena porcus, Scorpaena notata* e *Scorpaena loppei*.

*Feeding niche overlap in the different size classes of* Scorpaena porcus*,* Scorpaena notata *and* Scorpaena loppei.

| | P1 | P2 | P3 | N1 | N2 | N3 | L1 | L2 | L3 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **P1** | 1 | 0,574 | 0,351 | 0,934 | 0,635 | 0,616 | 0,830 | 0,737 | 0,797 |
| **P2** | | 1 | 0,922 | 0,455 | 0,896 | 0,904 | 0,567 | 0,615 | 0,614 |
| **P3** | | | 1 | 0,238 | 0,758 | 0,766 | 0,393 | 0,455 | 0,553 |
| **N1** | | | | 1 | 0,469 | 0,558 | 0,876 | 0,673 | 0,806 |
| **N2** | | | | | 1 | 0,798 | 0,437 | 0,493 | 0,452 |
| **N3** | | | | | | 1 | 0,697 | 0,562 | 0,592 |
| **L1** | | | | | | | 1 | 0,737 | 0,904 |
| **L2** | | | | | | | | 1 | 0,794 |
| **L3** | | | | | | | | | 1 |

L'analisi gerarchica e l'analisi MDS discriminano tre gruppi principali: un gruppo, costituito dalle tre categorie di taglia di *S. loppei,* si separa nettamente dagli altri; i piccoli di *S. porcus* e *S. notata* formano un secondo gruppo ben differenziato; le classi di taglia medie e grandi delle ultime due specie si riuniscono a formare un terzo gruppo (Fig. 3).

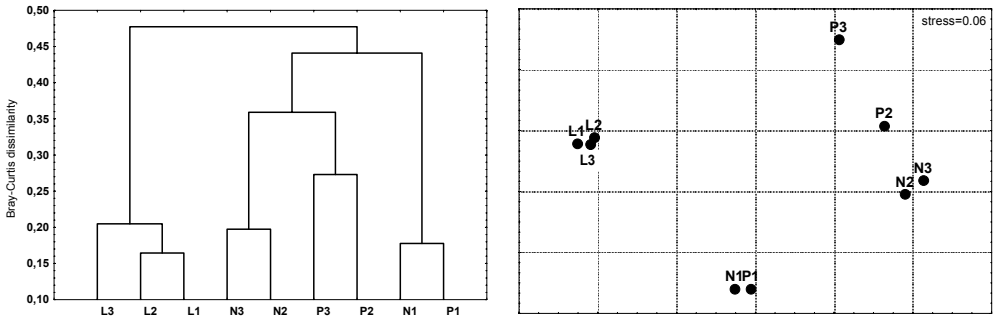



Fig. 3 - Classificazione e ordinamento per classi di taglia della dieta di *Scorpaena porcus, Scorpaena notata* e *Scorpaena loppei.*

*Classification and ordination of dietary samples for* Scorpaena porcus*,* Scorpaena notata *and* Scorpaena loppei *according to size classes.*

## Conclusioni

L'analisi dei contenuti stomacali ha rivelato che gli scorpenidi analizzati sono zoofaghi e si alimentano soprattutto di invertebrati bentonici, in particolare crostacei decapodi brachiuri e natanti. L'ampiezza della dieta, calcolata attraverso l'indice di Levin, indica che le tre scorpene, nonostante l'elevato numero di categorie di prede rinvenute negli esemplari esaminati, tendono a specializzarsi, mostrando una dieta dominata da pochi tipi di prede.

Le proporzioni dei taxa predati da *S. porcus* differiscono da quanto osservato da Arculeo *et. al.*, 1989 per il Golfo di Palermo e da Silvestri *et al*., 2002 per il Mar ligure meridionale, mentre sembrano coincidere con quelle osservate da Carpentieri *et al*., 2001 per il Tirreno centrale e da Harmelin-Vivien *et al*., 1989 per il Golfo di Marsiglia.

Il confronto della composizione della dieta nelle differenti classi di taglia rivela che le specie, pur mantenendo le stesse categorie predate, modificano le loro abitudini alimentari durante la crescita, cambiando le proporzioni relative di ogni taxon.

*S. porcus* e *S. notata* mostrano una dieta simile, competendo in modo apprezzabile durante tutto lo sviluppo ontogenico, mentre *S. loppei* con la crescita tende a distanziarsi dalle altre due specie, segregando fortemente la sua nicchia trofica.

I risultati suggeriscono che l'abilità delle specie predatrici di sfruttare le stesse prede in proporzioni differenti è un fattore importante per il loro foraggiamento, in quanto permette di separare le nicchie alimentari, consentendo a specie con esigenze molto simili di occupare contemporaneamente lo stesso habitat.

**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.

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.

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.

HALL S.J., RAFFAELLI D., BASFORD D.J., ROBERTSON M.R., FRYER R. (1990) – The feeding relationships of the larger fish species in a Scottish sea loch. *J. Fish Biol*., **37**: 775-791.

HARMELIN-VIVIEN M.L., KAIM-MALKA R.A., LEDOYER M., JACOB-ABRHAM S.S. (1989) – Food partitioning among scorpaenid fishes in Mediterranean seagrass beds. *J. Fish Biol*., **34**: 715-734.

HUREAU J.C. (1970) – Biologie compareé de quelques poissons antartiques (Nototheniidae). *Bull. Inst. Océanogr. Monaco*, **68**: 1-244.

HURLBERT S.H. (1978) – The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology,* **59**: 67-77.

KREBS C.J. (1989) – *Ecological methodology*. Harper & Row, New York.

SILVESTRI R., VOLIANI A., ZUCCHI A. (2002) – Nota sulla biologia di *Scorpaena porcus* Linneo, 1758 nel Mar Ligure meridionale. *Biol. Mar. Medit*., **9** (1): 813-817.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 592-594

P. Franzoi, F. Riccato, A. Franco, P. Torricelli

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università Ca' Foscari di Venezia, Campo della Celestia, Castello 2737/b - 30122 Venezia, Italia.

# DIETARY DIFFERENCES IN THREE PIPEFISH SPECIES (OSTEICHTHYES, SYNGNATHIDAE) RELATED TO SNOUT MORPHOLOGY

## *DIFFERENZE NELLA DIETA DI TRE SPECIE DI PESCI AGO (OSTEICHTHYES, SYNGNATHIDAE) IN RELAZIONE ALLA MORFOLOGIA DEL MUSO*

***Abstract***

*The diets of three pipefish species co-occurring in a sea grass meadow of the Venice Lagoon (*Syngnathus abaster, S. typhle *and* Nerophis ophidion*) were investigated through the analysis of stomach contents and related to snout and mouth morphology. Cluster analyses highlighted significant differences in the dietary composition among the three species. A long and high snout enables* S. typhle *to catch both fast and large pelagic preys, while the short snout of* S. abaster *and* N. ophidion *allows them to capture small preys hidden in the vegetation.*

***Key-words:*** *diets, brackishwater fish, sea grass, Venice Lagoon.*

## Introduction

Pipefishes are characterized by an elongate tubular snout and could be considered as specialized suction feeder (Muller & Osse, 1984). This work aims to study the differences in diet composition of a guild of pipefishes associated with a sea grass meadow (*Cymodocea nodosa*) in the Venice Lagoon (Riccato *et al.*, 2003), and to relate them to the different morphology of head and snout.

## Materials and methods

Sampling was carried out, almost monthly from April to October 2001, by means of a fine-mesh seine in a seagrass meadow of the northern Venice lagoon (45°26'050 N 12°23'560 E). On the whole, 180 gut contents were analysed under a dissection stereoscope; food items were classified to the lowest possible taxon and then pooled into dietary categories. For each sample the percent frequency of occurrence and the relative contribution of each dietary category to the diet, by number and volume, were calculated. The Index of Relative Importance IRI and IRI% (Barry *et al.*, 1996) were calculated for each sample. Head length, snout length and mouth height measures were performed on a sample of individuals of each species and the differences among species were tested by means of Mann-Whitney U-Test. Dietary and morphological data were analysed by means of PRIMER 5 package (Clarke & Warwick, 1994).

Pipefish feeding behaviour was observed in animals held in aquarium systems containing synthetic eelgrass.

## Results

A Bray-Curtis similarity matrix, performed on fourth root transformed dietary data, was calculated and a cluster analysis was performed in order to highlight differences in diet composition (Fig. 1). The diet of *S. typhle* was typified by Amphipoda of the genus *Ericthonius,* but this species also preyed on relatively quick pelagic organisms such as Misydacea and Palaemonidae.

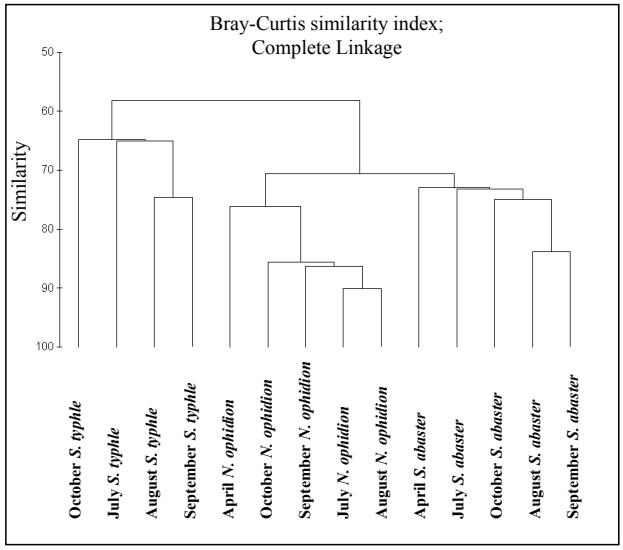



Fig. 1 - Cluster analisys of the specimens based on monthly dietary data.
*Dendrogramma ottenuto dalla cluster analisi dei dati mensili di dieta.*

The diet of both *S. abaster* and *N. ophidion* was mainly composed by small crustaceans associated to the vegetation, such as Amphipoda (gen. *Ericthonius*) and Harpacticoida (gen. *Tisbe*). Isopoda and other genera of Amphipoda typified the diet of *S. abaster* while *Porcellidium* sp. (Harpacticoida) characterized that of *N. ophidion* (Tab. 1).

Tab. 1 - Contribution (IRI%) of the major dietary categories to the overall diet of *S. abaster*, *S. typhle* and *N. ophidion*.
*Contributo in termini di IRI% delle principali categorie alimentari rinvenute negli stomaci delle tre specie di pesci ago.*

| ***S. abaster*** **(n=74)** | IRI% | ***S. typhle*** **(n=58)** | IRI% | ***N. ophidion*** **(n=45)** | IRI% |
|---|---|---|---|---|---|
| Copepoda: | | Amphipoda: | | Copepoda: | |
| *Tisbe* sp. | 47,5 | *Ericthonius* sp. | 92,1 | *Porcellidium* sp. | 37,4 |
| | | Amphipod unid. | 1,0 | *Tisbe* sp. | 33,2 |
| Amphipoda: | | | | Amphipoda: | |
| *Ericthonius* sp. | 42,6 | Mysidacea | 3,5 | *Ericthonius* sp. | 28,8 |
| Caprellidae | 7,5 | | | Caprellidae | 0,4 |
| | | Decapoda: | | | |
| | | Natantia | 3,2 | | |
| Mysidacea | 0,4 | | | | |
| Isopoda | 0,3 | | | | |
| Other | 1,7 | Other | 0,2 | Other | 0,2 |

As regards morphological data, *S. typhle* is characterized by a higher mouth and a longer snout (Fig. 2), than S. *abaster* (U=9, p<0.001 for mouth height; U=37,

p<0.001 for snout length) and *N. ophidion* (U=8, p<0.001 for mouth height; U=20, p<0.001 for snout length).

This latter species is characterised by a short snout and mouth (Fig. 2), than *S. abaster* (U=348, p<0.001 for mouth height; U=470, p<0.001 for snout length).

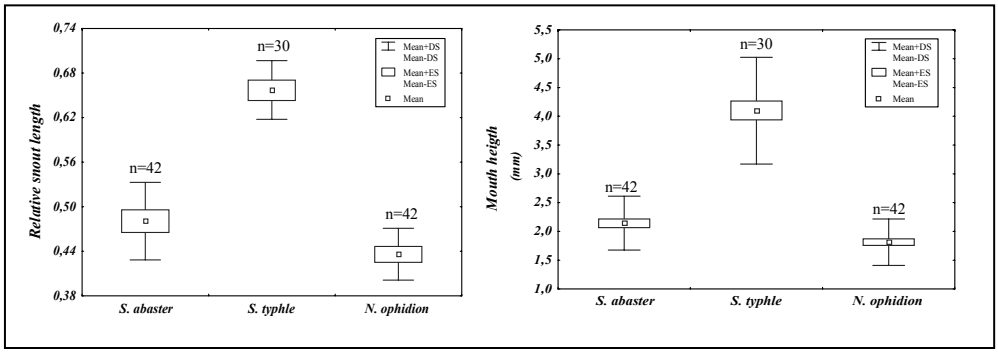



Fig. 2 - Measures of snout length/head length and mouth heigth in the three species.
*Misure del rapporto lunghezza preorbitale/lunghezza capo e altezza della bocca nelle tre specie.*

The observation of animals held in microcosm-aquarium systems showed that *N. ophidion* remain attached to the vegetation and search for preys on the canopy leaves, while *S. abaster* and *S. typhle* show a higher mobility, the first moving through the seagrass searching for small preys, the latter swimming slowly toward preys in to the water column clear of the canopy.

## Conclusions

The dietary differences detected among the three pipefish species could be explained by the differences observed in both snout and mouth morphology. A longer and higher snout enables *S. typhle* to catch both fast and large pelagic preys, while the shorter and cone shaped snout of *S. abaster* and *N. ophidion* allows them to capture little preys hidden in the vegetation. Moreover the three species seem to forage in different microhabitats of the canopy.

### References

BARRY J.P, YOKLAVICH M., CAILLIET G.M., AMBROSE D.A., ANTRIM B.S. (1996) – Trophic ecology of the dominant fishes in Elkhorn Slough, California, 1974-1980. *Estuaries*, **19**: 115-138.

CLARKE K.R., WARWICK R.M. (1994) - Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. *Natural Environment Resource Council*, UK: 144 pp.

MULLER M., OSSE J.W.M. (1984) – Hydrodynamics of suction feeding in fish. *Trans. Zool. Soc. Lond.*, **37**: 51-135.

RICCATO F., FIORIN R., FRANCO A., FRANZOI P., LIBERTINI A., PRANOVI F., TORRICELLI P. (2003) – Population structure and reproduction of three pipefish species (Pisces, Syngnathidae) in a seagrass meadow of the Venice lagoon. *Biol. Mar. Medit.,* **10** (2): 138-145.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 595-598

F. Garibaldi, G. Palandri, L. Orsi Relini

Laboratori di Biologia Marina ed Ecologia Animale, Dip.Te.Ris, Università di Genova, Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.

# DOCUMENTAZIONE DELLA RIPRODUZIONE DEL PESCE SPADA, *XIPHIAS GLADIUS* L., IN MAR LIGURE

## *CROSS EVIDENCE OF SWORDFISH (*XIPHIAS GLADIUS *L.) REPRODUCTION IN THE LIGURIAN SEA*

***Abstract***

*During a macroplankton survey carried out in the Ligurian Sea at the end of July 2002 using a15"IKMT, a post larval specimen (36.3 mm TL) of swordfish,* Xiphias gladius*, was caught along the distal edge of the Liguro-Provencal frontal zone. Besides ovarian maturation patterns previously observed in the area, this finding represents a cross evidence that swordfish reproduction also occurs in the Ligurian Sea, more than 200 miles northward the historically known Mediterranean swordfish spawning grounds.*

***Key-words****:* Xiphias gladius*, reproduction, larvae, Ligurian Sea.*

## Introduzione

Il pesce spada, *Xiphias gladius*, è distribuito in tutti i mari del mondo, in una vastissima fascia compresa tra 50°N e 50°S (Palko *et al.*, 1981). Le principali aree di riproduzione conosciute si trovano nel Golfo di Guinea per l'Atlantico orientale, Golfo del Messico, Caraibi e Stretto della Florida per l'Atlantico occidentale ed in un'ampia fascia subtropicale degli Oceani Indiano e Pacifico (Taning, 1955; Nishikawa e Ueyanagi, 1974; De Martini, 2000). Per quanto riguarda il Mediterraneo, sulla base della lunga serie di dati storici riguardanti la presenza di femmine mature, uova e larve, sono situate nei mari attorno alla Sicilia (Stretto di Messina, Tirreno Meridionale e Ionio) (Sella, 1911; Sanzo, 1922, 1930; Yasuda *et al.*, 1978; Cavallaro *et al.*, 1991; Potoschi *et al.*, 1994). Il ritrovamento di uova e larve è stato riportato anche per l'area attorno alle Baleari (Taning, 1955; Dicenta, 1977; Rey e Alot, 1987) e, nel Mediterraneo Orientale, nel Mar di Marmara e Mar Nero (Demir, 1970). Prove indirette del fatto che il pesce spada si riproduca anche in Mar Ligure sono state raccolte in passato attraverso lo studio delle gonadi, che di frequente includono ovociti idratati, al culmine della maturazione, con diametro di circa 1500 µm (Orsi Relini *et al.*, 1996, 1999, 2003). Con la presente nota si riporta prova di questa attività riproduttiva nell'area del Mar Ligure, che è stata ottenuta con la cattura di una postlarva di pesce spada.

## Materiali e metodi

Una serie di 5 pescate di macroplancton sono state eseguite il 31 luglio 2002 nel Mar Ligure occidentale, in un'area posta a circa 30 miglia al largo della costa di Imperia. Si è utilizzata una rete da campionamento mesopelagico IKMT, con apertura della bocca di 20 $m^2$ e dimensioni della maglia a livello del cono terminale di 2 mm. Le pescate, della durata complessiva di 2,5 ore, sono state condotte in obliquo, dalla superficie fino a 900 m di profondità, sempre nella stessa zona, sul margine distale del fronte generato dalla corrente Corso-Liguro-Provenzale. Ogni pescata è

stata monitorata tramite Vemco Minilog TDR Data Logger per la registrazione dei dati che hanno consentito di ricostruire i profili di temperatura e profondità.

## Risultati

Durante la pescata n° 3, è stata catturata una postlarva di pesce spada della lunghezza totale di 36 mm (Fig. 1); in Tab. 1 sono riportati i principali dati biometrici rilevati. La pescata in questione è iniziata alle ore 13.16 (43°20,092'N-007°57,908'E) e si è conclusa alle ore 15.44 (43°26,229'N– 007°54,892'E); dai profili registrati dal Minilog, la profondità massima raggiunta è stata di 910 m, mentre le temperature superficiali erano comprese tra 23,5 e 24,0 °C.

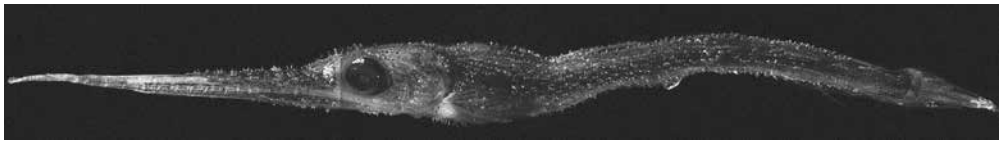


Fig. 1 - La postlarva di pesce spada catturata in Mar Ligure (LT 36,3 mm).
*The swordfish postlarva caught in the Ligurian Sea (TL 36,3 mm).*

Il giovane pesce si presenta morfologicamente molto simile allo stadio di 39 mm riportato da Padoa (1956) sulla base di una figura di Lűtken (1880); il rostro è di poco più lungo della mandibola; i denti sono ancora presenti, così come le tipiche spine preorbitali, supraorbitali e opercolari. La pinna dorsale è unica, continua e, come l'anale, risulta allungata fino a raggiungere il peduncolo caudale; tutto il corpo inoltre è ricoperto di squame spinose, disposte in file longitudinali.

Tab. 1 - Principali misure della post larva di pesce spada (tutti i valori sono espressi in millimetri).
*Main biometrics of the swordfish postlarva (all values are in mm).*

| | | | |
|---|---|---|---|
| Lunghezza totale (LT) | 36,3 | Larghezza rostro (alla base) | 0,9 |
| Lunghezza standard (LS) | 33,1 | Distanza rostro-mandibola | 2,4 |
| Margine anteriore dell'occhio / forca | 20,9 | Lunghezza preorbitale | 12,2 |
| Diametro dell'occhio | 1,8 | Lunghezza prepettorale | 19,1 |
| Spazio interorbitale | 1,1 | Lunghezza predorsale | 15,7 |
| Lunghezza del capo | 16,0 | Lunghezza preanale | 24,3 |
| Lunghezza mandibola | 8,4 | Altezza massima (a livello pinne pettorali) | 3,0 |
| Lunghezza rostro | 10,8 | Altezza a livello dell'occhio | 2,2 |

## Conclusioni

Le notizie sulla distribuzione delle forme larvali e postlarvali del pesce spada sono alquanto frammentarie e limitate ad alcune aree ben definite, in quanto le loro catture

non sono mai numericamente abbondanti. Secondo numerosi autori le forme larvali tendono ad essere presenti nelle acque superficiali (Taning, 1955; Yabe *et al.*, 1959; Gorbunova, 1969; Nishikawa e Ueyanagi, 1974), dove entrano a far parte dell'iponeuston, soprattutto quando le temperature raggiungono e superano i 24 °C (Govoni *et al.*, 2000). Considerato che le pescate effettuate in Mar Ligure coprono una colonna d'acqua di 900 m, è presumibile che la giovane postlarva sia stata catturata durante le operazioni di messa a mare o recupero della rete, quando quest'ultima rimane per un certo periodo in superficie.

La raccolta dei diversi stadi larvali di pesce spada lungo i meandri della Corrente del Golfo, suggerisce l'ipotesi che le larve vengano accumulate ai margini delle zone frontali per opera dei movimenti advettivi delle masse d'acqua, lungo ben definiti gradienti di temperatura e salinità (Pothoff e Kelly, 1982; Post *et al.*, 1997), dove troverebbero anche una grande disponibilità di cibo. Le caratteristiche idrologiche di queste aree, in particolare un sistema frontale associato alla Corrente del Golfo (Govoni *et al.*, 2000), trovano analogie nelle acque liguri per la presenza del fronte generato dalla corrente Liguro-Provenzale; infatti proprio ai margini di questa zona frontale è stato catturato il giovane individuo del Mar Ligure, a conferma delle osservazioni riportate in precedenza. Queste zone periferiche sono caratterizzate da una ridotta velocità della corrente e da una frequente formazione di vortici e meandri che rendono molto improbabile, anche se non impossibile, il fatto che la giovane postlarva sia stata trasportata al centro del Mar Ligure da latitudini più meridionali, sulla base di un'età stimata di 7-10 giorni (Yasuda *et al.*, 1978; Govoni *et al.*, 2003). E' degno di nota quindi il fatto che la zona di cattura è situata circa 250 miglia a nord rispetto ai punti di ritrovamento di uova e larve noti per il Mediterraneo – 38°53'N (Tirreno meridionale, Cavallaro *et al*., 1991) e 40°32'N (Tirreno Centrale, Dicenta, 1977) e ad una distanza latitudinale ancora maggiore rispetto alle "spawning areas" descritte nell'Atlantico Occidentale, dal Golfo del Messico a Cape Hatteras (Arocha e Lee, 1996).

**Bibliografia**

AROCHA F., LEE D.W. (1996) – Maturity at size, reproductive seasonality, spawning frequency, fecundity and sex ratio in swordfish from the Northwest Atlantic. *ICCAT Coll. Vol. Sci. Pap.,* **45** (2): 350-357.

CAVALLARO G., POTOSCHI A., CEFALI A. (1991) – Fertility, gonado-somatic index and catches of eggs and larvae of *Xiphias gladius* L. 1758 in the Southern Tyrrhenian Sea. *ICCAT, Collect. Vol. Sci Pap.*, **35** (2): 502-507.

DE MARTINI E.E., UCHIYAMA J.H., WILLIAMS H.A. (2000) – Sexual maturity, sex ratio, and size composition of swordfish, *Xiphias gladius*, caught by the Hawaii-based pelagic longline fishery. *Fish. Bull*., **98**: 489–506.

DEMIR N. (1970) – Contribution to the knowledge of the swordfish *Xiphias gladius* L. eggs. *CIESM, Journees d'Etudes Planctonologiques*: 155-157.

DICENTA A. (1977) – Zona de puesta del atun (*Thunnus thynnus* L.) y otros tunidos del Mediterraneo occidental y primer intento de evaluacion del "stock" de reproductores de atun. *Bol. Inst. Espa. Oceano.*, **234**: 109-135.

GORBUNOVA N.N. (1969) – Breeding grounds and food of the larvae of the swordfish *Xiphias gladius* Linnaeus (Pisces, Xiphiidae). *Prob. Ichthyol.*, **9**: 375-387.

GOVONI J.J., STENDER B.W., PASHUK O. (2000) – Distribution of larval swordfish, *Xiphias gladius*, and probable spawning off the South-eastern United States. *Fish. Bull.*, **98**: 64-74.

GOVONI J.J., LABAN E.H., HARE J.A., (2003) – The early life history of swordfish (*Xiphias gladius*) in the western North Atlantic. *Fish. Bull.*, **101**: 778-789.

LUTKEN C.F. (1880) – Spolia Atlantica: contributions to the knowledge of the changes of form in fishes during their growth and development, especially in the pelagic fishes of the Atlantic. *Ann. Mag. Nat. Hist. Ser.*, **7**: 1-14, 107-123.

NISHIKAWA Y., UEYANAGI S. (1974) – The distribution of the larvae of swordfish, *Xiphias gladius*, in the Indian and Pacific Ocean. NOAA Tech. Rep., **675**: 261-264.

ORSI RELINI L., PALANDRI G., GARIBALDI F., CIMA C. (1996) - Accrescimento e maturazione del pesce spada. Nuove osservazioni in Mar Ligure. *Biol. Mar. Medit.*, **3** (1): 352-359.

ORSI RELINI L., PALANDRI G., GARIBALDI F., CIMA C., RELINI M., TORCHIA G. (1999) - Biological parameters of the Mediterranean swordfish derived from observations in the Ligurian Sea. *ICCAT, Collect. Vol. Sci. Pap.*, **49** (1): 397-406.

ORSI RELINI L., PALANDRI G., GARIBALDI F. (2003) – Reproductive parameters of the Mediterranean swordfish. *Biol. Mar. Medit.*, **10** (2): 210-222.

PADOA E. (1956) – *Fauna e flora del Golfo di Napoli*. 38. Uova e larve di Teleostei. Scombriformes: 471-521.

PALKO B.J., BEARDSLEY G.L., RICHARDS W.J. (1981) – Synopsis of the biology of the swordfish, *Xiphias gladius* Linnaeus. NOAA Tech. Rep. NMFS Circ. 441. *FAO Fisheries Synopsis,* **125**: 1-21.

POST J.T., SERAFY J.E., AULT J.S., CAPO T.R., DE SYLVA D.P. (1997) – Field and laboratory observations on larval Atlantic sailfish (*Istiophorus platypterus*) and swordfish (*Xiphias gladius*). *Bull. Mar. Sci*., **60**: 1026-1034.

POTTHOFF T., KELLEY S. (1982) – Development and structure of the vertebral column, fins and fin supports, branchiostegal rays and squamation in the swordfish *Xiphias gladius*. *Fish. Bull.*, **80**: 161-186.

POTOSCHI A., CAVALLARO G., STURIALE P., LO DUCA G. (1994) – Uova e larve di pesce spada (*Xiphias gladius* L. 1758), tonno (*Thunnus thynnus* L. 1758) ed alalunga (*Thunnus alalunga* Bonn. 1788) pescate nello Ionio della Sicilia Orientale. *Biol. Mar. Medit.*, **1** (1): 119-124.

REY J.C. (1987) – Comentarios sobre las areas de reproduccion del pez espada (*Xiphias gladius*) en el Atlantico y Mediterraneo. *ICCAT, Collect. Vol. Sci Pap.*, **27**: 180-193.

REY J.C., ALOT E., (1987) – Captura de estadios postlarvarios de pez espada (*Xiphias gladius*) en el oeste del Mediterraneo Occidental. *ICCAT, Collect. Vol. Sci Pap*., **27**: 178-179.

SANZO L. (1922) – Uova e larve di *Xiphias gladius* L. *Mem. R. Com. Talassogr. Ital.*, **79**: 1-17.

SANZO L. (1930) – Giovanissimo stadio larvale di *Xiphias gladius* L. di mm 6,4. *Mem. R. Com. Talassogr. Ital.*, **170**: 1-8.

SELLA M. (1911) – Contributo alla conoscenza della riproduzione e dello sviluppo del pesce spada (*Xiphias gladius* L.). *Mem. R. Com. Talassogr. Ital.,* **2**: 1-16.

TÅNING Å.V. (1955) – On the breeding areas of the swordfish (*Xiphias*). *Pap. Mar. Biol. Oceanogr., Deep Sea Res.*, **3** (Suppl.): 438-450.

YABE H., UEYANAGI S., KIKAWA S., WATANABE H. (1959) – Study on the life history of the swordfish, *Xiphias gladius* Linnaeus. *Rep. Nankai Reg. Fish. Res. Lab.*, **10**: 107-150.

YASUDA F., KHONO H., YATSU A., IDA H., ARENA P., LI GRECI F., TAKI Y. (1978) – Embryonic and early larval stages of the swordfish *Xiphias gladius*, from the Mediterranean. *J. Tokyo Univ. Fish*., **65**: 91-97.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 599-602

A. Mannini, T. Piano, G. Relini, 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, Corso Europa, 26 – 16132 Genova, Italia.
biolmar@unige.it

# ANDAMENTO DELLE FRAZIONI DEL PESCATO DELLE CAMPAGNE SPERIMENTALI DI PESCA A STRASCICO IN MAR LIGURE

## *TRENDS OF THE FISHED SHARES OF THE EXPERIMENTAL TRAWL SURVEYS IN THE LIGURIAN SEA*

***Abstract***

*Trawl surveys aimed to evaluate the exploitation state of demersal resources in the Ligurian Sea (NW Mediterranean Sea) were carried out since 1985. Time series of biomass indexes (kg/km$^2$) were used to describe the trend of abundance of commercial species, by-catch and non commercial invertebrate from 1985 to 2001. The variation of waste material collected during the surveys was also reported. Until 1996 a high spatial variability was observed, especially for the commercial category. From the 1996 onward for all biotic categories a negative trend was observed, a signal of possible overexploitation of the area. After a peak in the first year, the anthropogenic fraction (waste) was constant on shallow bottom.*

***Key-words:*** *demersal resources, biomass indexes, waste, trawl surveys, Ligurian Sea.*

## Introduzione

Dal 1985, in accordo con la Legge Nazionale L.41/82, il gruppo di lavoro dei Laboratori di Biologia Marina ed Ecologia Animale afferenti al Dipartimento per lo studio del Territorio e delle sue Risorse dell'Università di Genova, svolge campagne di pesca a strascico sperimentali che hanno come obiettivo la conoscenza dello stato di sfruttamento delle risorse da pesca demersali del Mar Ligure centro-settentrionale. Tali campagne sono effettuate a bordo di pescherecci professionali ed interessano un'area che si estende tra Punta Bianca (Sp) e Ventimiglia (Im) da 5 a 750-800 m di profondità per una superficie totale di 5874 km$^2$ di cui 3953 km$^2$ strascicabili (Relini, 1998 e 2000).

Nella presente nota sono forniti gli andamenti dei rendimenti medi delle categorie principali in cui viene diviso il pescato per strato batimetrico (0-50, 50-100, 100-200, 200-500 e 500-800 m), per macrostrato (Piattaforma: 0-200 m, Scarpata: 200-800 m) e per l'intero intervallo batimetrico (Totale: 0-800 m).

## Materiali e metodi

Dal 1985 al 2001 sono state svolte nell'ambito del progetto GRUND (Gruppo Nazionale Valutazione Risorse Demersali) 14 campagne di pesca a strascico sperimentali estivo-autunnali con un disegno di campionamento stratificato casuale (ad eccezione del triennio 1990-93 quando lo schema di campionamento adottato fu a transetti di 1 ora di durata per le cale di piattaforma e di 2 ore per quelle di scarpata lungo rotte commerciali) che prevede l'allocazione di cale in cinque strati batimetrici principali (I: 0-50 m; II: 50-100 m; III: 100-200 m; IV: 200-500 m e V: 500-800 m).

Tutto il materiale raccolto nella rete è stato suddiviso nelle seguenti categorie:

- commerciale: frazione composta da tutte le specie commerciali;
- scarto: frazione costituita da organismi non utilizzati ma che potrebbero trovare una utilizzazione futura;
- sporco: rimanente parte di origine biologica (animale e vegetale) non utilizzabile;
- rifiuti: frazione di origine antropica.

Sono stati utilizzati i rendimenti in peso per area strascicata (kg/km$^2$) per cala per ottenere un indice medio in peso della frazione biologica e dei rifiuti per strato. La standardizzazione per area è stata adottata per rendere più consistenti i dati rilevati durante le diverse campagne condotte. Infatti, è solo a partire dal 1994 che si è impiegato lo stesso motopesca e lo stesso campionatore per l'intera area di studio e solo dal 1996 il disegno di campionamento è invariato (Relini *et al.*, 1998).

Una media pesata in relazione all'area strascica di cala per strato è stata calcolata per ottenere un valore annuo per la piattaforma (0-200 m), per la scarpata (200-800 m) e per l'intero intervallo batimetrico (0-800 m) per tutte e quattro le categorie del pescato.

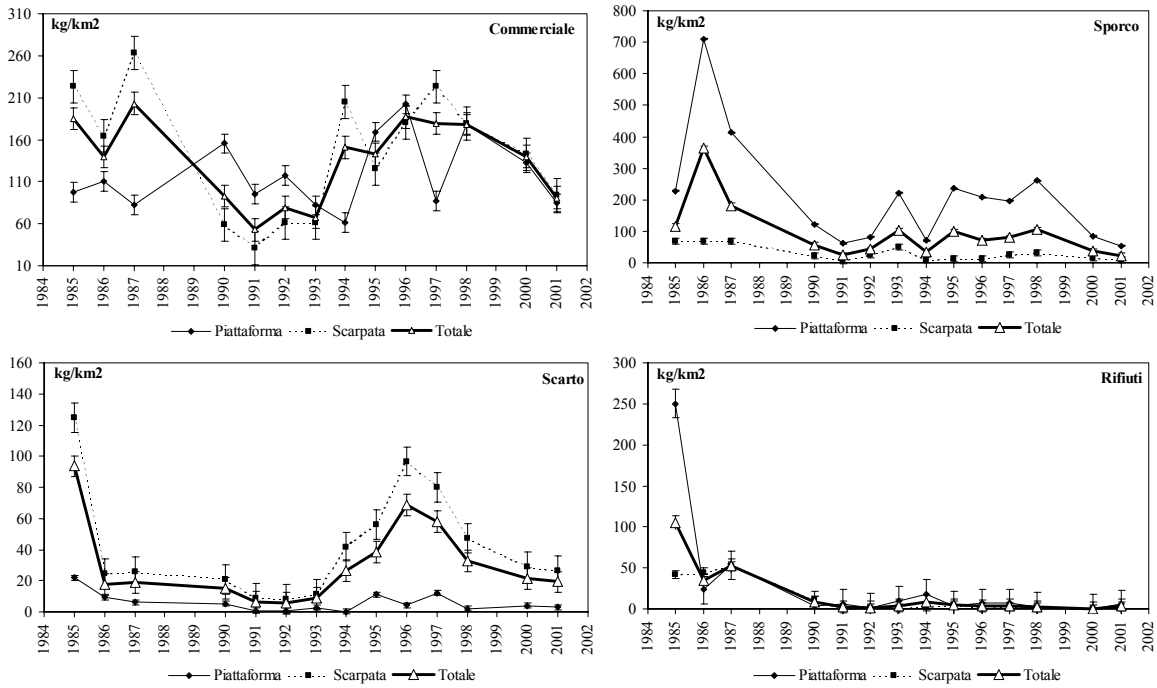



Fig. 1 - Andamento temporale delle diverse frazioni per macrostrato e per l'intero intervallo batimetrico, dal 1985 al 2001 e relativo errore standard.

*Trend of the fished shares per macrostrata, and per the overall bathymetric strata from 1985 to 2001 and standard error.*

Per gli indici di biomassa elaborati e per i rendimenti in peso della frazione antropica sono stati calcolati anche i relativi errori standard.

## Risultati e conclusioni

L'andamento temporale della frazione commerciale per macrostrato (0-800 m) mostra tre fasi separate: una di calo dal 1985 al 1991 soprattutto dovuta ad una flessione nei rendimenti della scarpata, una fase di risalita fino al 1996 seguita da una nuova flessione. Il trend dello scarto per l'intero intervallo batimetrico evidenzia, dopo un picco iniziale, una fase più o meno stazionaria con valori che oscillano tra i 10 e i 20 kg/km$^2$ a cui fa seguito un aumento nei rendimenti che culmina nel 1996 con circa 70 kg/km$^2$. Dal 1996 si osserva una nuova fase di calo. In generale si osserva come tale frazione sia molto più cospicua sui fondali di scarpata, dove le specie di interesse commerciale si riducono a qualche crostaceo pregiato (scampi e gamberi rossi) ed ad alcuni Gadiformi (potassolo, nasello e mostella) Lo sporco, rappresentato in maggior parte da Celenterati ed Echinodermi si mantiene, se si esclude il 1986, su livelli più o meno costanti (intorno ai 90-100 kg/km$^2$). Infine, per ciò che concerne la categoria "rifiuti", ai picchi iniziali spesso dovuti a ritrovamenti particolari come ancore o pesi, seguono rendimenti che si mantengono su valori mediamente bassi (circa 10 kg/km$^2$) (Fig.1).

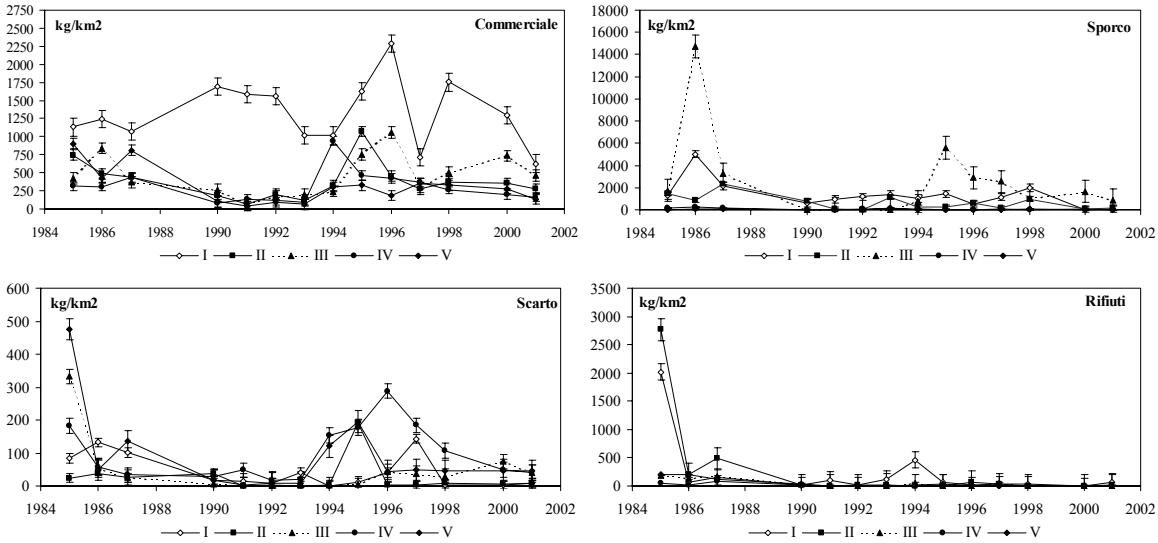



Fig. 2 - Andamento delle diverse frazioni per strato batimetrico, dal 1985 al 2001 e relativo errore standard.

*Trend of the fished shares per strata from 1985 to 2001 and standard error.*

L'analisi della frazione commerciale per strato evidenzia come gli strati più produttivi siano il I (0–50 m) ed il III (100–200 m) con una eccezione nel 1994 quando

anche nel IV strato le catture di importanza commerciale sono state cospicue (1000 kg/km$^2$). In generale i valori più alti dello "scarto" si ottengono per i fondi batiali (IV e V strato), mentre la presenza di notevoli concentrazioni del crinoide *Leptometra phalangium* (il cosiddetto "fienile") tra i 100-120 m di profondità determina i picchi che si osservano nel III strato per la frazione sporco. La frazione dei rifiuti si mantiene nel tempo relativamente bassa negli strati profondi, mentre nel I e soprattutto nel II strato si osservano, specialmente nel 1985, 1987 e 1994 valori superiori alla media (Fig. 2). L'analisi condotta evidenzia come per la frazione commerciale, si osservi una forte variabilità sia temporale che batimetrica mentre per le altre due frazioni biologiche (sporco e scarto) la variabilità è meno accentuata. L'osservazione degli andamenti delle tre frazioni biologiche mette anche in evidenza come i rendimenti più bassi si siano registrati nel periodo (1990-93) in cui il campionamento riguardava aree di pesca commerciali e come a partire dal 1996 i rendimenti registrino una flessione continua. Queste osservazioni suggeriscono una certa preoccupazione per l'evoluzione di breve e medio periodo delle abbondanze delle risorse demersali nell'area in esame. Per quanto concerne la frazione di origine antropica si osservano nel corso dell'intero programma, ad eccezione del primo triennio di ricerca, rendimenti piuttosto bassi degli indici di abbondanza sia sui fondi di piattaforma che su quelli di scarpata.

**Bibliografia**

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

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

RELINI G. (2000) – La ricerca sulla pesca: le risorse demersali. *Biol. Mar. Medit.,* **7** (4): 13-45.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 603-606

A. Milazzo, A.M. Beltrano, G. Bono, L. Cannizzaro
M.R. Gagliano, P. Rizzo, S. Vitale

Istituto di ricerche sulle Risorse Marine e l'Ambiente, Sez. dell'Istituto per l'Ambiente Marino Costiero,
Via L. Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo (TP), Italia.

# STIMA DELL'ETA' DEL PESCE BALESTRA *BALISTES CAROLINENSIS* MEDIANTE LETTURA DELL'OTOLITE E DELLA PRIMA SPINA DORSALE

# *AGE DETERMINATION OF THE TRIGGER FISH* BALISTES CAROLINENSIS *THROUGH THE READING OF THE OTOLITH AND THE FIRST DORSAL SPINE*

***Abstract***

*The age of 48 specimen of* Balistes carolinensis *(Osteichthyes, Balistidae) was estimated through the analysis of the otoliths and the section of the first dorsal spine. The less difficulty in taking the first backbone compared to the extraction of the otolith, suggests that, as regards Balistes carolinensis, the reading of the first dorsal spine section is an alternative and efficient method compared to the otolith rings counting.*

***Key-words:*** Balistes carolinensis*, age, otoliths, strait of Sicily.*

## Introduzione

*Balistes carolinensis* (Gmelin, 1789) appartiene alla famiglia dei Balistidae. Morfologicamente è caratterizzato da una colorazione grigio azzurra e verdastra. Vive soprattutto su fondali rocciosi, all'incirca fra 10 e 100 metri di profondità. Oltre che nel Mar Mediterraneo è presente nel Mar Nero, Atlantico orientale (dalle isole Orcadi all'Angola) e occidentale (dalla Nuova Scozia al Brasile). L'alimentazione è costituita soprattutto da molluschi e crostacei (Tortonese, 1975) .

*Balistes carolinensis* viene pescato dalla pesca artigianale con reti da posta, tremagli, monofilo, e nella pesca mediante attrezzi aggregatori di pesci FADs (Fishery Aggregation Devices) e reti da circuizione. E' da considerarsi una specie accessoria di basso valore commerciale.

La valutazione ai fini gestionali delle risorse pescabili non può prescindere dalla determinazione dell'età e dell'accrescimento. I metodi principalmente utilizzati per la determinazione dell'età sono; metodo statistico basato sull'analisi delle strutture di taglia; metodo anatomico basato sull'analisi di strutture scheletriche quali otoliti, statoliti, cleithra, vertebre, scaglie e spine. La scelta della metodologia da adottare dipende generalmente dalla specie.

Obiettivo di questo lavoro è la determinazione dell'età in *Balistes carolinensis* mediante l'utilizzo di una struttura alternativa all'otolite, quale la sezione della prima spina dorsale.

## Materiali e metodi

L'analisi è stata effettuata su un campione costituito da 48 esemplari catturati nello Stretto di Sicilia. Sono stati prelevati gli otoliti e la prima spina dorsale di ciascun esemplare. Gli otoliti sono stati ripuliti e conservati a secco.

Le spine dorsali sono state ripulite con acqua ossigenata per la rimozione dei residui tessutali e successivamente sezionate. Le sezioni delle spine di spessore di 0.5 mm sono state effettuate tutte alla medesima distanza (5 mm) dal condilo e sono state ottenute utilizzando una microsezionatrice Isomet Low Speed Saw (Bernardes, 2002). Gli incrementi di crescita nell'otolite sono stati letti con uno stereomicroscopio, illuminati con luce riflessa, con ingrandimento di 12×. Le sezioni della prima spina dorsale sono state osservate con luce trasmessa, con ingrandimento di 12× e particolare attenzione è stata posta nell'individuazione del primo annulus.

Ciascun otolite, o sezione di spina è stata letta in collaborazione 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 letture. L'età è stata apprezzata al mezzo anno e le differenze tra le età stimate con l'otolite e la sezione della prima spina dorsale sono state mostrate inserendo nel grafico, con i dati sperimentali, una retta a 45°.

Inoltre la chiave età-lunghezza è stata costruita per tutti i 48 esemplari utilizzando separatamente le età stimate con la lettura degli annuli sull'otolite e sulla spina.

## Risultati

La Fig. 1 mostra il numero di annuli individuato in ognuna delle due strutture ed una retta a 45° che indica l'ipotetica coincidenza della lettura degli annuli di crescita delle due suddette strutture. Il numero di annuli individuato nella sezione della

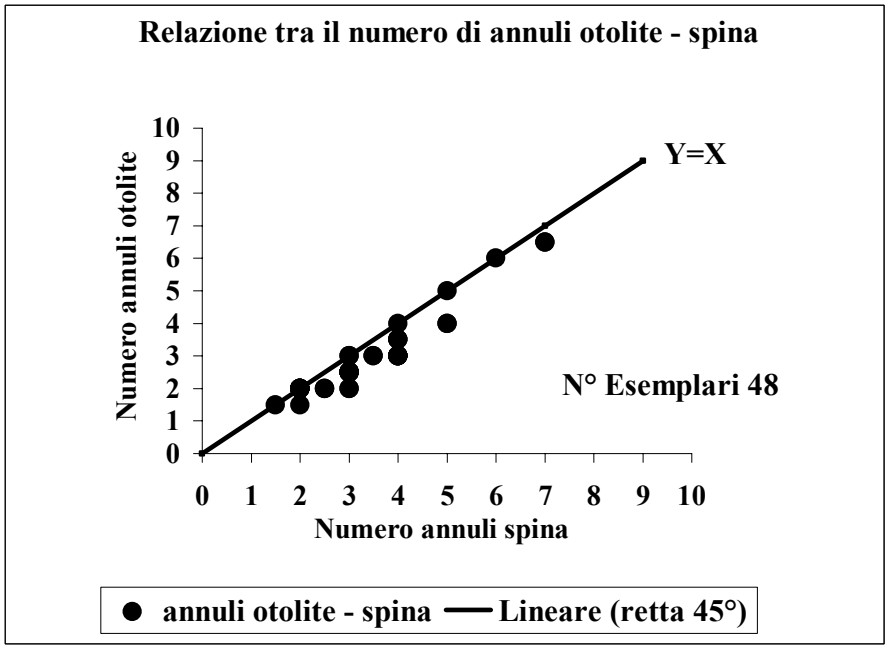



Fig. 1 - Relazione tra il numero di annuli letti sull' otolite e sulla sezione della prima spina dorsale.
*Relation between number of annuli counted on otolith and section of first dorsal spine.*

prima spina dorsale è maggiore di quello individuato nell'otolite. Nella sezione della prima spina dorsale gli annuli di crescita sono di facile interpretazione sia per quanto riguarda gli esemplari giovani che per quelli più vecchi.

La Tab. 1 mostra che la classe di età maggiormente rappresentata è quella di 3 anni, sia per le età stimate con l'otolite (43.7%) che con la sezione della spina (35,4%). Inoltre la percentuale di esemplari con classe di età da 4 a 7 anni è del 20.8% e del 39.5% per età stimate con l'otolite e la sezione della prima spina dorsale, rispettivamente.

Tab. 1 - Chiave età-lunghezza per tutto il campione attraverso l'interpretazione degli annuli sull'otolite e sulla sezione della prima spina dorsale.

*Age-length key for all samples derived from annuli interpretation on otolith and first dorsal spine.*

| Età anni | 1 | | 2 | | 3 | | 4 | | 5 | | 6 | | 7 | | Totali | Totali |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Lunghezza cm | otolite | spina | otolite | spina | otolite | spina | otolite | spina | otolite | spina | otolite | spina | otolite | spina | otolite | spina |
| 15 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 17 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 19 | | | 1 | | | 1 | | | | | | | | | 1 | 1 |
| 21 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 23 | | | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | 2 | 2 |
| 25 | | | 1 | 1 | | | | | | | | | | | 1 | 1 |
| 27 | | | 1 | 1 | 2 | | | 1 | | 1 | | | | | 3 | 3 |
| 29 | | | 4 | 2 | 6 | 7 | | 1 | | | | | | | 10 | 10 |
| 31 | | | 2 | 1 | 3 | 1 | | 3 | | | | | | | 5 | 5 |
| 33 | | | 1 | 1 | 2 | | | 2 | | | | | | | 3 | 3 |
| 35 | | | 5 | 2 | 4 | 4 | 2 | 4 | | 1 | | | | | 11 | 11 |
| 37 | | | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | | | | | | | | 3 | 3 |
| 39 | | | | 1 | 1 | | 1 | 1 | | | | | | | 2 | 2 |
| 41 | | | | | | 1 | 2 | 1 | 1 | | | | | 1 | 3 | 3 |
| 43 | | | | 1 | 1 | | | | | | | | | | 1 | 1 |
| 45 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 47 | | | | | | | | | | | 1 | | | 1 | 1 | 1 |
| 49 | | | | | | | | | | 1 | | 1 | 2 | | 2 | 2 |
| 51 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Totali esemplari | | | | | | | | | | | | | | | 48 | 48 |
| Totali per età | | | 17 | 12 | 21 | 17 | 6 | 13 | 1 | 3 | 1 | 1 | 2 | 2 | | |
| % esemplari | | | 36 | 25 | 44 | 36 | 12 | 27 | 2 | 6 | 2 | 2 | 4 | 4 | | |

## Conclusioni

L'analisi degli otoliti e delle sezioni delle prima spina dorsale in *Balistes carolinensis* ha evidenziato un differente grado di difficoltà nella determinazione degli annuli di crescita. L'interpretazione degli annuli negli otoliti presenta una maggiore difficoltà rispetto all'interpretazione degli annuli della sezione nella prima spina dorsale. Negli esemplari più giovani le determinazioni dell'età stimata mediante lettura

degli otoliti è inferiore rispetto alle età stimate nella prima spina dorsale. La compattezza dell'otolite che è sempre di ridotte dimensioni, oltre che di estrema fragilità, rende di difficile interpretazione gli annuli di crescita. Tra le due strutture la spina è quella che offre una maggiore semplicità nella stima dell'età in *Balistes carolinensis*. Le minori difficoltà nel prelievo della prima spina dorsale rispetto alla laboriosità nell'estrazione dell'otolite suggeriscono che per *Balistes carolinensis*, la lettura della sezione della prima spina dorsale è un metodo efficiente, veloce e meno dispendioso rispetto alla conta degli annuli sull'otolite.

**Bibliografia**

TORTONESE E. (1975) - *Fauna d'Italia. Osteichthyes. Pesci ossei*. Ed. Calderini, Bologna, **11**: 527-528.

BERNARDES R.A. (2002) – Age, growth and longevità of the gray triggerfish, *Balistes capriscus* (Tetraodontiformes: Balistidae), from the Southeastern Brazilian Coast. *Sci. Mar*., **66** (2): 167-173.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 607-611

A. Potoschi, P. Battaglia, A. Potoschi Jr., G. Rossi

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università degli Studi di Messina
Salita Sperone, 31 – 98166 S.ta Agata, Messina, Italia.

# RENDIMENTI DI PESCA CON RETI "TRAMAGLIO" E "BALDASSONE" SU FONDALI INVASI DA *CAULERPA TAXIFOLIA* (VAHL) C. AGARDH LUNGO LE COSTE SICILIANE DELLO STRETTO DI MESSINA

## *"TRAMMEL NET" AND "COMBINED GILLNET-TRAMMEL NET" FISHING YIELDS ON BOTTOMS INVADED BY* CAULERPA TAXIFOLIA *(VAHL) C. AGARDH ALONG THE SICILIAN COAST OF THE STRAITS OF MESSINA*

***Abstract***

*An evaluation through direct methods of fishing yields obtained by two gears, "trammel net" and "combined gillnet-trammel net" on bottoms colonized by* Caulerpa taxifolia *(Caulerpales, Chlorophyta) and on bottoms in which this species was absent was carried out. The survey has pointed out that* C. taxifolia *has not determined any significant change in the distribution of the fishery resources of the area taken into account. The qualitative impoverishment of the resources is due to reasons that are to be investigated.*

***Key-words*:** Caulerpa taxifolia*, yields, gillnets, entangling nets, Straits of Messina.*

## Introduzione

*Caulerpa taxifolia* (Chlorophyta, Caulerpales), segnalata per la prima volta nel 1993 nello Stretto di Messina da Fradà Orestano *et al*. (1994), in breve tempo, essendo dotata di una veloce dinamica di insediamento e capacità di attecchire su substrati di natura diversa, ha colonizzato i fondali di questa area fino ad una profondità di 60 m (Fradà Orestano e Calvo, 1995; Giacobbe *et al*., 2001). Il massiccio e costante ritrovamento di frammenti ed interi stoloni di *C. taxifolia* nelle reti da pesca, ha portato i pescatori locali a supporre che il calo dei rendimenti registrato negli ultimi anni fosse imputabile all'abnorme invasione dei fondali da parte di tale alga. Sollecitati quindi da queste supposizioni, è stata condotta un'indagine mirata a valutare, con metodi diretti, i rendimenti di pesca con le reti "baldassone" e "tramaglio" nelle zone coinvolte da questa invasione, per confrontarli con quelli ottenuti su fondali non ancora interessati dalla colonizzazione dell'alga.

## Materiali e metodi

L'indagine, eseguita durante gli anni 2001-2003, ha interessato i fondali della costa siciliana dello Stretto di Messina, compresi tra Capo Peloro e Torrente Annunziata (Fig. 1).

Attraverso osservazioni subacquee preliminari sono stati individuati 4 siti in cui erano presenti zone ad alta densità di *C. taxifolia* e zone in cui l'alga non aveva ancora acquisito diffusione rilevante, definite di "bianco". In ognuno di questi siti, in cui i pescatori locali operano abitualmente, tra 10 m e 50 m di profondità con reti da posta di tipo "tramaglio" e "baldassone" sono state effettuate, per i due tipi di fondale considerato, 4 pescate per stagione e per attrezzo. La rete tramaglio, lunga 200 m,

alta 1,60 m e con maglia interna ed esterna, rispettivamente di 2,1 cm e 15 cm di lato, veniva calata al tramonto e salpata all'alba, con una permanenza media in pesca di circa 10 ore. La rete baldassone, lunga 300 m ed alta 8 m, era armata con una parte inferiore, tipo tramaglio (h=1,60 m) e con una parte superiore a parete unica (h=6,40 m), con maglia di 2 cm di lato. Il particolare regime idrologico delle acque dello Stretto limita l'utilizzo di quest'ultima ai soli momenti in cui l'intensità della corrente è minima. Sui fondali considerati, oltre alla caratterizzazione qualitativa delle catture, sono stati presi in considerazione i rendimenti medi (kg/100 m rete) per sito, stagione ed attrezzo. Per ogni attrezzo, ai dati raccolti è stata applicata l'analisi della varianza a tre fattori: HABITAT (con 2 livelli, caulerpa e bianco), fisso e ortogonale, STAGIONE (con 4 livelli, inverno, primavera, estate, autunno), fisso e ortogonale, SITO (con 4 livelli) random e ortogonale.

Tab. 1 - Rendimenti medi (kg/100 m rete) delle specie catturate per attrezzo e sito di campionamento sui fondali invasi (C) e su quelli di bianco (B).

*Mean fishing yields (kg/100 m net) for fishing gear and sampling stations of species caught on bottoms with (C) and without (B)* C. taxifolia.

| SPECIE CATTURATE | Sito 1 | | | | Sito 2 | | | | Sito 3 | | | | Sito 4 | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Tramaglio | | Baldassone | | Tramaglio | | Baldassone | | Tramaglio | | Baldassone | | Tramaglio | | Baldassone | |
| | C | B | C | B | C | B | C | B | C | B | C | B | C | B | C | B |
| *Boops boops* | 0,160 | 0,015 | 0,478 | 0,763 | 0,066 | 0,080 | 0,857 | 0,860 | - | - | 0,690 | 0,780 | 0,260 | 0,025 | 0,623 | 0,554 |
| *Bothus podas* | 0,010 | - | 0,013 | 0,006 | - | - | - | - | - | - | 0,007 | 0,010 | 0,017 | - | - | 0,160 |
| *Chelidonichthys lastoviza* | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,018 | 0,020 | 0,012 | 0,010 | 0,024 | 0,027 | - | - |
| *Chelon labrosus* | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,027 | - | - | - | 0,045 | 0,008 | - |
| *Chromis chromis* | - | 0,007 | - | - | - | - | 0,006 | - | - | - | - | - | 0,009 | - | 0,004 | - |
| *Diplodus annularis* | 0,008 | 0,010 | 0,008 | - | 0,021 | 0,030 | 0,018 | 0,023 | 0,012 | 0,020 | 0,011 | 0,021 | 0,010 | 0,012 | 0,027 | 0,013 |
| *Diplodus vulgaris* | 0,028 | 0,045 | - | - | 0,015 | - | 0,005 | - | 0,021 | 0,035 | - | 0,009 | 0,022 | - | - | 0,012 |
| *Lithognathus mormyrus* | 0,042 | 0,072 | 0,113 | 0,231 | - | - | - | 0,022 | - | - | - | - | 0,020 | 0,010 | 0,034 | 0,024 |
| *Mullus barbatus* | 0,038 | 0,025 | 0,014 | - | 0,045 | 0,060 | 0,028 | 0,039 | 0,034 | 0,027 | 0,053 | 0,120 | 0,032 | 0,035 | 0,038 | 0,042 |
| *Mullus surmuletus* | 0,040 | 0,047 | 0,015 | 0,032 | 0,029 | 0,042 | 0,020 | 0,007 | 0,050 | 0,027 | 0,030 | 0,037 | 0,062 | 0,060 | 0,013 | 0,024 |
| *Muraena helena* | 0,056 | 0,245 | - | - | 0,061 | 0,307 | 0,030 | 0,067 | 0,021 | 0,025 | - | - | - | - | - | - |
| *Octopus vulgaris* | 0,022 | - | - | - | 0,095 | 0,020 | - | - | 0,040 | 0,045 | - | - | 0,147 | 0,055 | - | - |
| *Pagellus acarne* | 0,027 | 0,045 | 0,023 | 0,020 | - | 0,010 | - | - | 0,004 | 0,022 | 0,270 | 0,033 | 0,007 | 0,022 | 0,010 | 0,012 |
| *Pagellus bogaraveo* | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,004 | 0,022 | - | - | - | - | - | - |
| *Pagrus pagrus* | 0,025 | 0,017 | - | - | - | 0,025 | - | - | 0,050 | 0,017 | 0,017 | 0,012 | 0,022 | 0,025 | - | - |
| *Raja clavata* | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,021 | - | - | - | - | 0,107 | - | - |
| *Sarpa salpa* | - | - | - | - | 0,057 | 0,047 | - | - | 0,008 | 0,010 | - | - | - | - | - | - |
| *Scorpaena porcus* | 0,349 | 0,300 | 0,085 | 0,105 | 0,515 | 0,400 | 0,058 | 0,085 | 0,336 | 0,290 | 0,099 | 0,148 | 0,085 | 0,062 | 0,010 | 0,046 |
| *Scorpaena scrofa* | 0,241 | 0,250 | - | 0,018 | 0,256 | 0,310 | 0,017 | 0,021 | 0,147 | 0,130 | - | 0,014 | 0,043 | 0,107 | 0,012 | 0,046 |
| *Sepia officinalis* | - | - | - | 0,017 | - | - | 0,036 | 0,104 | 0,026 | - | - | - | 0,050 | 0,045 | - | - |
| *Serranus cabrilla* | 0,015 | - | 0,011 | 0,014 | - | - | 0,016 | - | 0,012 | 0,010 | - | - | 0,022 | 0,007 | 0,001 | 0,013 |
| *Serranus scriba* | 0,015 | 0,035 | - | - | 0,023 | 0,035 | - | 0,032 | 0,009 | 0,012 | 0,015 | 0,019 | 0,032 | - | 0,008 | - |
| *Sparisoma cretense* | 0,009 | - | - | - | - | 0,015 | - | - | - | 0,010 | - | - | - | - | - | - |
| *Sphyraena sphyraena* | - | - | - | - | - | 0,047 | - | - | 0,022 | - | - | - | - | - | - | - |
| *Spicara maena* | 0,007 | 0,015 | 0,025 | - | 0,011 | 0,042 | - | 0,008 | 0,009 | 0,012 | 0,014 | 0,018 | 0,014 | 0,040 | 0,027 | 0,052 |
| *Spicara smaris* | 0,024 | 0,007 | - | - | - | - | 0,006 | - | 0,010 | 0,012 | - | - | 0,009 | - | - | - |
| *Symphodus ocellatus* | - | 0,012 | - | - | - | 0,020 | - | - | - | - | - | 0,015 | - | - | - | - |
| *Symphodus tinca* | - | - | - | - | 0,030 | 0,012 | - | - | 0,024 | 0,020 | - | - | - | - | - | - |
| *Synodus saurus* | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,035 | 0,065 | - | - | 0,006 | 0,082 | 0,037 | 0,045 |
| *Thalassoma pavo* | 0,005 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| *Torpedo torpedo* | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,017 | 0,034 | - | - | - | 0,025 |
| *Uranoscopus scaber* | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,037 | - | - | - | 0,017 | 0,024 | 0,040 |
| *Xyrichthys novacula* | - | 0,010 | - | - | - | - | - | - | 0,010 | - | 0,009 | 0,007 | 0,007 | 0,010 | 0,011 | 0,015 |
| *Zeus faber* | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,130 | 0,082 | - | 0,098 | - | 0,040 | 0,011 | 0,021 |

## Risultati

In Tab. 1 vengono riportati i rendimenti medi (kg/100 m rete) per specie, attrezzo e sito di campionamento. Le catture ottenute con i due attrezzi non fanno registrare sostanziali e significative differenze tra le zone colonizzate da *C. taxifolia* (C) e quelle di "bianco" (B), ma solo una diversificazione qualitativa delle catture, dovuta alla differente armatura e modalità di impiego degli attrezzi. Le specie più catturate con il tramaglio sono state *Scorpaena porcus*, *Scorpaena scrofa, Murena helena* e *Mullus surmuletus*, mentre con il baldassone *Boops boops*, *Lithognathus mormyrus*, *Scorpaena porcus* e *Mullus barbatus*.

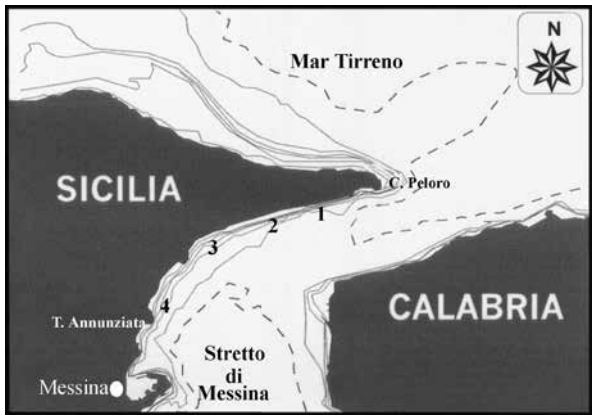



Fig. 1 - Area di indagine e siti di campionamento.
*Survey area and sampling stations in the Straits of Messina.*

Le rese medie stagionali hanno fatto rilevare per tutti i siti di campionamento quantità maggiori di pescato nella stagione invernale con il baldassone e nei mesi primaverili con il tramaglio, sia su fondali invasi (C) che non (B) (Tab. 2).

Tab. 2 - Rendimenti medi stagionali (kg/100 m rete) per attrezzo, sito e habitat.
*Mean seasonal fishing yields (kg/100 m net) by gear, sampling stations and habitat.*

| | Stagione | Inverno | | | | Primavera | | | | Estate | | | | Autunno | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Habitat | Caulerpa | | Bianco | | Caulerpa | | Bianco | | Caulerpa | | Bianco | | Caulerpa | | Bianco | |
| | Sito | kg | DS | kg | DS | kg | DS | kg | DS | kg | DS | kg | DS | kg | DS | kg | DS |
| Tramaglio | 1 | 0,29 | 0,04 | 0,40 | 0,19 | 1,96 | 0,27 | 2,59 | 0,52 | 1,15 | 0,26 | 0,88 | 0,30 | 0,53 | 0,21 | 0,76 | 0,25 |
| | 2 | 1,19 | 0,22 | 0,88 | 0,31 | 2,16 | 0,43 | 3,24 | 0,46 | 1,37 | 0,29 | 1,16 | 0,18 | 0,32 | 0,13 | 0,68 | 0,30 |
| | 3 | 0,76 | 0,28 | 0,57 | 0,23 | 1,57 | 0,23 | 1,00 | 0,34 | 1,38 | 0,36 | 1,49 | 0,29 | 0,52 | 0,19 | 0,85 | 0,20 |
| | 4 | 0,98 | 0,20 | 0,62 | 0,24 | 0,93 | 0,28 | 1,40 | 0,51 | 0,46 | 0,16 | 0,80 | 0,27 | 0,56 | 0,18 | 0,46 | 0,24 |
| | Stagione | Inverno | | | | Primavera | | | | Estate | | | | Autunno | | | |
| | Habitat | Caulerpa | | Bianco | | Caulerpa | | Bianco | | Caulerpa | | Bianco | | Caulerpa | | Bianco | |
| | Sito | kg | DS | kg | DS | kg | DS | kg | DS | kg | DS | kg | DS | kg | DS | kg | DS |
| Baldassone | 1 | 1,24 | 0,29 | 1,51 | 0,31 | 0,48 | 0,21 | 1,69 | 0,22 | 0,85 | 0,30 | 0,84 | 0,22 | 0,58 | 0,23 | 0,80 | 0,22 |
| | 2 | 2,19 | 0,40 | 1,85 | 0,19 | 0,86 | 0,22 | 1,60 | 0,26 | 0,75 | 0,20 | 1,22 | 0,43 | 0,60 | 0,19 | 0,42 | 0,20 |
| | 3 | 2,29 | 0,44 | 3,00 | 0,57 | 0,47 | 0,20 | 1,04 | 0,35 | 0,34 | 0,17 | 0,62 | 0,24 | 0,91 | 0,21 | 0,90 | 0,27 |
| | 4 | 1,75 | 0,23 | 1,74 | 0,27 | 0,63 | 0,23 | 0,82 | 0,17 | 0,78 | 0,22 | 0,84 | 0,30 | 0,48 | 0,21 | 0,64 | 0,18 |

L'ANOVA ha mostrato per entrambi gli attrezzi differenze significative nell'interazione Stagione (St) × Habitat (Ha) × Sito (Si) (rispettivamente $F_{9,96}=3,12$; $p<0,01$ per il baldassone e $F_{9,96}= 4,77$; $p<0,001$ per il tramaglio). I risultati del test di confronto a posteriori SNK (Underwood, 1997) relativi alla suddetta interazione confermano ulteriormente che l'attrezzo baldassone ottiene rendimenti migliori in inverno, mentre la primavera è la stagione più favorevole per l'utilizzo del tramaglio (Tab. 3). Il test inoltre ha evidenziato che solo nella stagione primaverile per entrambi gli attrezzi esistono significative differenze tra i rendimenti ottenuti nei due habitat. Infatti, nella suddetta stagione, le pescate nelle zone di "bianco" hanno offerto rese migliori in quasi tutti i siti considerati rispetto a quelle registrate nelle zone invase da *C. taxifolia*.

Tab. 3 - Risultati del test di confronto a posteriori SNK relativi all'interazione St × Ha × Si per ciascun attrezzo.
*Results of SNK test related to St × Ha × Si interaction for fishing gear.*

| **SNK test** | | Interazione St x Ha x Si | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Baldassone** | | | | | |
| **Fattore St (Ha x Si)** | | Sito 1 | Sito 2 | Sito 3 | Sito 4 |
| HABITAT | Caulerpa | I > E = A = P | I > P = E = A | I > A > P = E | I > E = A = P |
| | Bianco | P = I > E = A | I = P = E > A | I > P = A = E | I > E = P = A |
| **Fattore Ha (St x Si)** | | Sito 1 | Sito 2 | Sito 3 | Sito 4 |
| STAGIONE | I | B = C | C = B | B > C | C = B |
| | P | B > C | B > C | B > C | B = C |
| | E | C = B | B > C | B = C | B = C |
| | A | B = C | C = B | C = B | B = C |
| **Tramaglio** | | | | | |
| **Fattore St (Ha x Si)** | | Sito 1 | Sito 2 | Sito 3 | Sito 4 |
| HABITAT | Caulerpa | P > E > A = I | P > E = I > A | P = E > I = A | I = P = A = E |
| | Bianco | P > E = A = I | P > E = I = A | E > P = A = I | P > E = I = A |
| **Fattore Ha (St x Si)** | | Sito 1 | Sito 2 | Sito 3 | Sito 4 |
| STAGIONE | I | B = C | C = B | C = B | C = B |
| | P | B > C | B > C | C > B | B > C |
| | E | C = B | C = B | B = C | B = C |
| | A | B = C | B = C | B = C | C = B |

## Conclusioni

Alla luce dei risultati ottenuti, si può affermare che l'invasione dei fondali dello Stretto da parte di *C. taxifolia* non ha determinato una sostanziale modifica nella distribuzione delle risorse ittiche dell'area. A giustificazione delle uniche differenze significative emerse dai tests statistici utilizzati, si potrebbe ipotizzare che nel periodo primaverile, le zone considerate di "bianco" siano interessate dalla presenza di specie che preferirebbero tali aree per riprodursi. Inoltre, nonostante si siano registrati

discreti quantitativi di pescato, è pur vero che la qualità delle specie nonché la taglia non sempre sono tali da garantire un adeguato ritorno economico agli operatori locali. E' quindi da smentire l'ipotesi sostenuta da questi ultimi che lamentano una sostanziale diminuzione delle rese di pesca coincidente con la presenza dell'alga. Bisognerebbe quindi ricercare in altri motivi la causa di un depauperamento qualitativo delle risorse, che può considerarsi progressivo in quanto già segnalato da Bolognari *et al.* (1971) e successivamente da Andaloro e Cavallaro (1982) i quali, avendo preso in esame un'area più vasta rispetto a quella considerata nel presente lavoro, definivano "scadenti" i rendimenti allora ottenuti con il tramaglio.

**Bibliografia**

ANDALORO F., CAVALLARO G. (1982) – Test di resa su rete tramaglio nell'area dello Stretto di Messina. *Naturalista sicil.,* S. IV, VI (Suppl.), **2**: 421-428.

BOLOGNARI A., BUTA G., CAVALLARO G. (1971) – Risultati delle pescate effettuate nel quadriennio 1967-70 nei mari della Calabria meridionale e della Sicilia orientale. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiolog.,* **26**: 1-2.

FRADA' ORESTANO C., CALVO S., FERRERI B.M. (1994) – First record of *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh in the southwestern Mediterranean. *Giornale botanico italiano*, **128** (3-4): 813-815.

FRADA' ORESTANO C., CALVO S. (1995) – Diffusione di *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh nelle acque dello Stretto di Messina. *Biol. Mar. Medit*., **2** (2): 645-647.

GIACOBBE S., SPANO' N., MANGANARO A. (2001) - Preliminary data on benthic environment modifications following the *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh, spread along the Straits of Messina Sicilian coasts (Mediterranean Sea). *Rapp. Comm. Int. Mer Medit*., **36**: 387 p.

UNDERWOOD A.J. (1997) - Experiments in ecology; their logical design and interpretation using analisys of variance. *Cambridge University Press*, Cambridge: 504 pp.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 612-616

S. Ragonese, S. Gancitano, M. Camilleri*, D. Levi

Istituto di Ricerche sulle Risorse Marine e l'Ambiente (IRMA), Sezione IAMC - CNR,
Via L. Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo (TP), Italia.
*Malta Centre for Fisheries Sciences, Fort San Lucian, Marsaxlokk, Malta.

# AN INTEGRATE ANALYSIS OF SIZE AT AGE DATA OF *SCIAENA UMBRA* L. 1758 (OSTEICTHYES, SCIAENIDAE) OF THE CENTRAL MEDITERRANEAN SEA

## *ANALISI INTEGRATA DI DATI ETÀ PER TAGLIA DELLA CORVINA,* SCIAENA UMBRA *L. 1758 (OSTEICTHYES, SCIAENIDAE) NEL MEDITERRANEO CENTRALE*

***Abstract***

*Two sets of mean size (total length; cm) at age (year) data for* Sciaena umbra *of the Central Mediterranean Sea, derived using different methodologies, were jointly analysed in order to obtain a more representative von Bertalanffy growth function. The integrate analysis resulted in a growth pattern in which both females (f) and males (m) approach (k of 0.24, f, and 0.29, m) their asymptotic size (44-46, f, 40, m) quickly, thereafter reducing their growth and maintaining a long life expectancy.*

***Key-words*:** Sciaena umbra*, otoliths, scales, growth, Central Mediterranean Sea.*

## Introduction

Most of the variability detected in the estimation of growth parameters of marine living resources reflects both the different methodologies employed and the difficulty in obtaining representative samples (Panfili *et al*., 2002). This seems the case for the Brown meagre (*Sciaena umbra* L., 1758) of the Central Mediterranean Sea. The growth of this species, a commercial target for the Mediterranean in-shore fisheries, has been estimated by using broken and burnt otoliths (Chauvet, 1991), scales (Chakroun-Marzouk and Ktari, 2001) and otoliths thin sections (Fiorentino *et al.*, 2001).

No univocal growth curve was obtained, but a first insight into the original data sets suggested the possibility to integrate this information in order to obtain a more representative growth curve for this species in the investigated area. In this note, a joint analysis was performed by interpolating the observed mean size at age data (Chauvet, 1991; Fiorentino *et al*., 2001) and using the available growth parameters (Chauvet, 1991; Chakroun-Marzouk and Ktari, 2001; present contribute) as seed values in the fitting.

## Materials and methods

Two sets of observed mean size (total length; cm) at estimated age (year) of male and female Brown meagre from the Tunisian coast and Maltese waters were analysed (case A and B in Tab. 1). These data were derived by two different otoliths treatments: broken and burnt otoliths (BBO; case A), and otoliths thin sections (OTS; case B). Data were organised within an Excel spreadsheet. First of all, case A data were interpolated to get the corresponding VBGF estimates (Tab. 1). Hence, trials

were performed on different subsets of the common size at age data set by using the original VBGF estimates (Tab. 1), both as seed values and as "true" parameters (i.e., forcing the fit). In these trials, another set of VBGF parameter derived from a population of the Tunisian coast by using scales analysis (Chakroun-Marzouk and Ktari, 2001) was also employed as seed values. The original length (standard length) at age data, in fact, were not reported for this population. The asymptotic total length of the C-case (Tab. 1) was derived by successive application of the length-size relationships available for the Tunisian coasts (case A and C; Tab. 1).

Tab. 1 - Synopsis of the original size (TL; total length, cm) at age (year) data by sex (females, f, and males, m), von Bertalanffy parameters (aTL: asymptotic size; cm), index of growth performance (ø'), case identification, study area, remarks and references for the Brown meagre (*Sciaena umbra*) of the Central Mediterranean Sea. Tmax and tm denote the maximum age and age at maturity, respectively.

*Quadro sinottico dei dati originali taglia per età, curve di crescita di von Bertalanffy, performance della crescita, codifica, area di studio, commenti e riferimenti alla corvina* (Sciaena umbra) *del Mediterraneo Centrale. Tmax e tm indicano la longevità e l'età di maturità, rispettivamente.*

| Sex | Age range | TL range | aTL | k/y | $t_0$; y | Ø' | Case, area, remarks and reference |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| f | 1.0-21.0 | 12.5-52.5 | 53.9 | 0.190 | -0.002 | 2.74 | A. Tunisian Coast. Otoliths, broken & burnt; tm=3y; Spawning: August; Spawn. check under electronic microscopy; Lmax=55 cm; Tmax=22y ; allometric: BW = 0.024*TL^2.81 (Chauvet, 1991) |
| m | 1.0-15.0 | 12.4-44.5 | 46.7 | 0.224 | -0.120 | 2.69 | |
| f | 3.5-26.5 | 31.1-48.5 | 47.6 | 0.116 | -6.132 | 2.42 | B. Maltese waters. Otoliths, thin section; birthdate: Aug.; 100% of maturity at 5 y; Tmax=17 (m) and 26 (f); Z=0.24; positive allometric: BW = 0.0076*TL^3.161 (Fiorentino *et al*., 2001; Ragonese *et al*., 2001; present contribute) |
| m | 3.5-17.5 | 30.5-43.0 | 42.3 | 0.145 | -5.765 | 2.41 | |
| f | | | 74.2 | 0.113 | -0.896 | 2.79 | C. Tunisian Coast. Scales; One ring by y; slow down of growth in winter; birthdate: July; isometric: BW = 0.0243*SL^3.0 (Chackroun-Marzouk and Ktari, 2001). The aTL was derived using the TL-BW relationship of the A case |
| m | | | 48.5 | 0.207 | -0.557 | 2.69 | |

The non seasonal "special" three-parameters von Bertalanffy growth function (VBGF) was fitted to the different subsets of A and B cases combined by a non linear, least square, procedure (Solver). The mean square error (MSE=Sum of Square Error/N-3) was used as an index of goodness of fit, whereas the phi-prime

$$\varphi' = \log_{10} k + 2 * \log_{10} L_\infty$$

was employed as a rough index of the growth performance.

## Results

Only a slight heterogeneity was detected among the curves corresponding to the five different subsets analysed, whereas males and females showed some differences, in particular for the asymptotic size (Tab. 2). The most striking result, on the other

hand, was the inferior quality of fitting in forcing the original VBGF parameters to each subset of data (cfr. the tabulated and reported in the remarks MSE). For females, in particular, the correspondence between observed size at age data and the expected VBGF otolith based is clearly higher than the scales based parameters.

Tab. 2 - Von Bertalanffy growth parameters by sex (females, f, and males, m) derived by analysing the common data set (A and B cases) according different subset for the Brown meagre (*Sciaena umbra*) of the Central Mediterranean. *Legenda*: aTL: asymptotic total size (cm); MSE: Mean square error; Ø': index of growth performance; TC: Tunisian coast; MW: Maltese waters; BBO: broken and burnt otolith; OTS: otolith thin sections; S: scale. The asterisk (*) denotes the most plausible growth curve.

*Parametri di crescita del modello di von Bertalanffy per sesso, derivati analizzando il data base comune (casi A e B) con diverse combinazioni relative alla corvina* (Sciaena umbra) *del Mediterraneo Centrale.* Legenda*: aTL: lunghezza totale asintotica (cm); MSE: errore quadratico medio; Ø': indice di growth performance; TC: Tunisia; MW: Malta; BBO: otoliti spezzati e bruciati; OTS: sezioni sottili di otoliti; S: scaglie. L'asterisco (*) indica le curve di crescita ritenute più rappresentative.*

| Subset | Sex | aTL | k/y | $t_0$; y | MSE | Ø' | Remarks |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1st | f | 50.978 | 0.170 | -1.152 | 7.70 | 2.65 | All data. MSE by using original estimates: 15.77 (TC-BBO), 25.70 (MW-OTS) and 140.7 (TC-S) |
| 2nd | f | 46.185 | 0.245 | -0.441 | 5.66 | 2.72 | Excluding TC-BBO ages above 15 y. MSE by using original estimates: 20.22 (TC-BBO), 19.95 (MW-OTS) and 125.53 (TC-S) |
| 3rd | f* | 44.262 | 0.279 | -0.291 | 4.39 | 2.74 | Excluding TC-BBO ages above 10 y. MSE by using original estimates: 23.64 (TC-BBO), 19.01 (MW-OTS) and 127.47 (TC-S) |
| 4th | m | 42.522 | 0.245 | -0.628 | 2.56 | 2.65 | All data. MSE by using original estimates: 9.15 (TC-BBO), 15.27 (MW-OTS) and 14.90 (TC-S) |
| 5th | m* | 40.700 | 0.290 | -0.371 | 1.47 | 2.68 | Excluding TC-BBO ages above 10 y. MSE by using original estimates: 8.58 (TC-BBO), 13.23 (MW-OTS) and 13.15 (TC-S) |

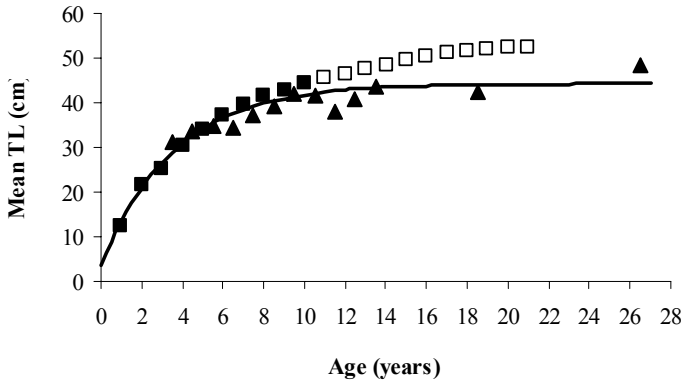



Fig. 1 - Von Bertalanffy growth curve fitted according to the 3rd subset of Tab. 2 (Brown meagre, *Sciaena umbra*, females; Central Mediterranean). Solid square (TC-BBO) and triangle (MW-OTS) denote the used points.

*Curva di crescita del modello di von Bertalanffy relativa al 3° subset della Tab. 2 (corvina,* Sciaena umbra*, femmine; Mediterraneo Centrale). Quadrati e triangoli pieni indicano i punti utilizzati.*

Coming back to the resulting curves, the improvement is evident after the exclusion of the fish aged more than 10 years by broken and burnt otoliths (BBO), although the influence is higher in females than males. As a matter of fact, in terms of growth performance (*Φ'*), females 2nd and 3rd and males 4th and 5th subset are practically non distinguishable. However, it is worth noting that *Φ'* is only a rough index (i.e., it is not commented in Francis, 1996). Considering MSE as a better chosen criterion, the 3rd (Fig. 1) and 5th (Fig. 2) VBGF are considered to be the most representative choice for the Brown meagre of the Central Mediterranean Sea.

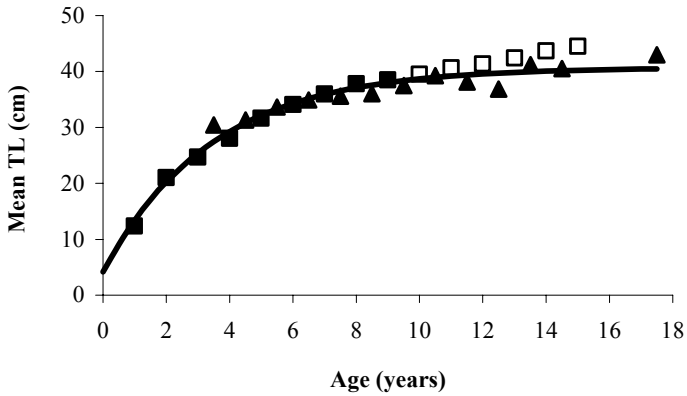



Fig. 2 - Von Bertalanffy growth curve fitted according to the 5th subset of tab.2 (Brown meagre, *Sciaena umbra*, males; Central Mediterranean ). Solid square (TL-BBO) and triangle (MW-OTS) denote the used points.

*Curva di crescita del modello di von Bertalanffy relative al 5° subset della tab. 2 (corvina,* Sciaena umbra*, maschi; Mediterraneo Centrale). Quadrati e triangoli pieni indicano i punti utilizzati.*

## Conclusions

The present results provide evidence of some relevant features within the existing size at age data sets for the Brown meagre of the Central Mediterranean Sea. The size at age of the older specimens is likely to be over estimated by broken and burnt otoliths and is scarcely reliable when scales are used; both biases led to the estimation of a high and excessively high asymptotic size, respectively.

The VBGF from Maltese waters, on the contrary, is affected by the lack of juveniles; however, this does not necessarily translate into a "bad" curve (cfr. Craig, 1999). Otolith thin sections allow a better resolution of the growth line in old specimens, and it is worth noting the reliability and consistency of the asymptotic size in the Maltese waters (Tab. 1) with those obtained by the joint analysis (Tab. 2).

According to Davidson (1983), the Brown meagre could reach a maximum size of about 70-75 cm TL, but the most common size of adults ranges between 35 and 45 cm, which are values in agreement with the chosen 3rd and 5th curves of Tab. 2. Consequently, present results support the utility to perform joint analysis in order to

improve the understanding of the growth process in demersal exploited resources. For the Brown meagre of the investigated area, in particular, besides the methodological variability and sampling errors and bias, both sexes approach (k of 0.29, males, and 0.24-0.28, females) their asymptotic size quickly (41 cm, males, and 44-46, females) thereafter reducing their growth and maintain a long life expectancy.

Although more detailed data on the older fraction of the population are necessary to further test this growth pattern, it might, nevertheless, well explain the abrupt decline in the official landings statistics (hampered, however, by the lack of effort data) reported for the Mediterranean Brown meagre (Fiorentini *et al.*, 1997).

**References**

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.

CHAUVET C. (1991) - Le corb ou brown meagre (*Sciaena umbra* Linneus, 1758). Quelques éléments de sa biologie. In: Boudouresque C.F., Avon M. and Gravez V. (eds), *Les especies marines a protéger en Méditerranée*, GIS Posidonie publ., France: 229-235.

CRAIG P.C. (1999) - The von Bertalanffy Growth Curve: When a Good Fit is not Good Enough. *NAGA the ICLARM quarterly,* **22** (4): 28-29.

DAVIDSON A. (1983) - Poissons de la Méditerranée. *Solar. Publ.*, Paris: 314 p.

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 p.

FIORENTINO F., CAMILLERI M., BONO G., GANCITANO S., GIUSTO G.B., RAGONESE S., RIZZO P., ROSSO B. (2001) - On a spawning aggregation of the Brown meagre *Sciaena umbra* L., 1758 (Sciaenidae, Osteichthyes) in the Maltese waters (Sicilian Channel-Central Mediterranean). *Rapp. Comm. Int. Mer Mèdit*., **36**: 266.

FRANCIS R.I.C.C. (1996) - Do herring grow faster than orange roughy? *Fish. Bull*., **94** (4): 783-786.

PANFILI J., PONTUAL H., TROADEC H., WRIGHT P.J. (2002) – *Manual of fish sclerochronology.* Brest, France: Ifremer-IRD Coedition: 464.

RAGONESE S., CAMILLERI M., GANCITANO S., RIZZO P., BONO G., FIORENTINO F. (2002) - Evaluating age at sexual maturity in *Sciaena umbra* Linnaeus, 1758 (Osteichthyes, Sciaenidae) on the basis of otolith microstucture. *Biol. Mar. Medit.*, **9** (1): 789-791.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 617-619

F. Riccato, A. Franco, P. Franzoi, R. Fiorin, S. Malavasi, P. Torricelli

Dipartimento di Scienze Ambientali, Campo della Celestia, Castello 2737/b - 30122 Venezia, Italia.

# INFLUENCE OF AGE AND HABITAT TYPE ON THE DIETARY COMPOSITION OF *ZOSTERISESSOR OPHIOCEPHALUS* IN THE VENICE LAGOON

## *VARIAZIONI DELLA DIETA DI* ZOSTERISESSOR OPHIOCEPHALUS *IN RELAZIONE AD ETÀ E TIPOLOGIA DI HABITAT NELLA LAGUNA DI VENEZIA*

***Abstract***

*The diet of the grass goby,* Zosterisessor ophiocephalus *(Pisces, Gobiidae), in the Venice Lagoon was investigated through the analysis of the stomach contents and was related to the age of the individuals and to the type of habitat (sea grass beds and mud flats). Multivariate analyses highlighted a significant ontogenetic variation in the dietary composition, whereas differences between habitats were not significant.*

***Key-words:*** *diet, sea grass, mud flats, Venice Lagoon,* Zosterisessor ophiocephalus.

## Introduction

The grass goby, *Zosterisessor ophiocephalus* (Pallas, 1811), is a carnivorous feeder, abundant in the Venice Lagoon (Mainardi *et al.*, 2002). The present work aims to study the ontogenetic changes in the diet composition of this species and to determine whether its diet is influenced by two important habitat types, seagrass beds and mud flats, in the Venice Lagoon.

## Materials and methods

Samples were collected in the shallow waters of the Venice Lagoon, in two main types of habitat: sea grass beds (S) and mud flats, where sea grass is absent (unvegetated, U). Sampling was carried out seasonally, in Spring (season 1) and Summer (season 2) of 2002, by means of both a fine-mesh seine and fike nets. Age was determined by otolith reading and 3 age classes were identified: class 0+ (<1 year; standard length, SL=2.9-8 cm), class 1+ (between 1 and 2 years; SL=7-13.4 cm), and class >1+ (≥2 years; SL=11-16.6 cm). The individuals were further distinguished by sampling habitat and season in 12 different samples. On the whole, the stomach contents of 120 specimens were examined under a stereoscope. Food items were identified to the lowest possible taxon and then grouped in dietary categories (Tab. 1). The Index of Relative Importance (IRI; Hyslop, 1980) was calculated for each sample and these data were analyzed through multivariate analyses (MDS, one-way ANOSIM, SIMPER; PRIMER 5 package; Clarke & Warwick, 1994).

## Results

One way ANOSIM highlithed a significant ontogenetic variation in dietary composition ($R=0.507$, $p<0.01$), with age class >1+ differing significantly from both age classes 0+ and 1+ ($R=0.740$ and $R=0.469$, respectively; $p<0.05$) (Fig. 1a). No signi-

ficant temporal and spatial changes in dietary composition were detected. SIMPER revealed that the diet of >1+specimens was typified by Callianassidae (never present in the other age classes), Gobiidae and Portunidae (absent in 0+ individuals), and Palaemonidae (Fig. 1b). The diet of 0+ specimens, instead, was characterized mainly by Amphipoda not identified, whereas that of 1+individuals was typified by Harpacticoida (absent in class >1+), Mysidacea and Nudibranchia (absent in class 0+) (Fig. 1b).

Tab. 1 - List of major taxa and dietary categories found in the stomachs of grass goby.
*Elenco dei taxa principali e delle categorie trofiche rinvenuti negli stomaci di* Zosterisessor ophiocephalus.

| Major taxa | Dietary categories | Major taxa | Dietary categories | Major taxa | Dietary categories |
|---|---|---|---|---|---|
| **Polychaeta** | | | Portunidae | **Pantopoda** | |
| | Nereidae | Amphipoda | Caprellidae | | Pantopoda unid. |
| | Polychaeta unid. | | Corophidae | **Mollusca** | |
| **Crustacea** | | | Gammaridae | | Gastropoda unid. |
| Decapoda | Crangonidae | | Amphipoda unid. | | Nudibranchia unid. |
| | Hippolitydae | Ostracoda | Ostracoda unid. | | Sepiolidae |
| | Penaeidae | Mysidacea | Mysidacea unid. | **Osteichthyes** | |
| | Palaemonidae | Copepoda | Harpacticoida | | Atherinidae |
| | Callianassidae | Cumacea | Cumacea unid. | | Syngnathidae |
| | Paguridae | Tanaidacea | Tanaidacea unid. | | Gobiidae |

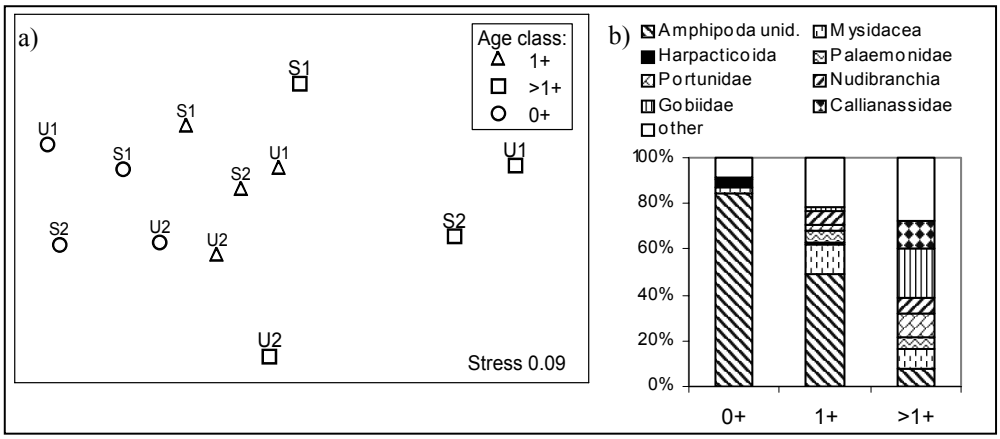



Fig. 1 - a) MDS ordination of the sample groups categorized for age classes, and coded for habitats (S, U) and seasons (1, 2); b) IRI percentage contributions of different dietary categories to the diet of the three age groups.
*a) MDS dei campioni categorizzati per classe di età, e codificati per habitat (S, U) e stagione (1, 2); b) Contributo in IRI percentuale delle diverse categorie trofiche alla dieta delle tre classi di età.*

## Conclusions

The results of the present work evidence an ontogenetic change in dietary preferences of the grass goby, which may reflect the increased ability of older (and larger) specimens in catching larger preys. The dietary composition seems not to change with the habitat type in the Venice Lagoon. This could be explained by both the high habitat heterogeneity in this environment and the mobility of the grass goby across these habitats, so that its diet is an integration of prey distributed in different habitats.

### References

CLARKE K.R., WARWICK R.M. (1994) - Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. *Natural Environment Resource Council*, UK: 144 pp.

HYSLOP E.J. (1980) - Stomach contents analysis-a review of methods and their application. *J. Fish Biol.*, **17**: 411-429.

MAINARDI D., FIORIN R., FRANCO A., FRANZOI P., GIOVANARDI O., GRANZOTTO A., LIBERTINI A., MALAVASI S., PRANOVI F., RICCATO F., TORRICELLI P. (2002) - Fish diversity in the Venice Lagoon: preliminary report. In: Campostrini P. (ed), *Scientific research and safeguarding of Venice*, Istituto Veneto di Scienze, Lettere ed Arti, Corila, Venezia: 583-594.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 620-623

A. Rinaldi, M. Gismondi, C.R. Ferrari, G. Montanari,
A. Ghetti, O. Giovanardi*

ARPAER Agenzia Regionale Prevenzione e Ambiente Emilia-Romagna,
Struttura Oceanografica Daphne, Viale Vespucci, 2 – 47042 Cesenatico (FC), Italia.
*ICRAM, Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica e Tecnologica Applicata al Mare,
Loc. Brondolo, Chioggia (VE), Italia.

# MINIMI TERMICI NELL'ALTO ADRIATICO ED EFFETTI SULLA FAUNA (GENNAIO-FEBBRAIO 2002)

## *LOW TEMPERATURE VALUES IN THE NORTHERN ADRIATIC SEA AND EFFECTS ON THE FAUNA (JANUARY-FEBRUARY 2002)*

***Abstract***

*During the period of January and February 2002 particularly low temperatures on the whole water column water caused diffused mortality of fishes and shellfishes in the Northern and middle Adriatic Sea. An analogous event occurred in 1929.*

***Key-words**: Adriatic Sea, mortality,* Sardinella aurita*, temperature.*

## Introduzione

Nei mesi di gennaio–febbraio 2002 si sono registrate temperature delle acque particolarmente rigide con condizioni di spiccata omeotermia sulla colonna d'acqua. Detto stato è in accordo con le condizioni climatiche rilevate nel periodo caratterizzate da basse temperature e presenza di venti persistenti spiranti dai quadranti settentrionali. In tale contesto si sono osservate diffuse morie di organismi marini appartenenti a diverse classi zoologiche, sia nelle acque di transizione (lagune, valli di pesca) che nelle acque marine dell'Adriatico settentrionale e centrale.

## Materiali e metodi

Vengono riportati i dati oceanografici acquisiti nell'Adriatico centro-settentrionale sia nell'attività di monitoraggio costiero con la M/N Daphne II, sia nell'ambito del Programma del Ministero Ambiente e Tutela del Territorio coordinato da ICRAM "Progetto di monitoraggio e di studio sui processi di formazione delle mucillagini nell'Adriatico e nel Tirreno" – MAT.

## Risultati

Dall'analisi dei profili verticali della temperatura in quattro stazioni poste a 10 Km dalla costa emiliano romagnola (Fig. 1), si nota una rilevante diminuzione dei valori rispetto all'anno precedente. La maggiore differenza tra il 2001 e il 2002 si osserva in dicembre e in misura minore in gennaio, soprattutto negli strati più profondi, con differenze anche di 8-9 °C. Il fenomeno di raffreddamento ha raggiunto il massimo in gennaio '02. Nei mesi di gennaio e febbraio l'evento è persistito e sono state registrate diminuzioni della temperatura, rispetto all'anno precedente, fino a 7 °C in gennaio nelle acque di fondo e fino a circa 4 °C in febbraio, sempre nelle acque di fondo.

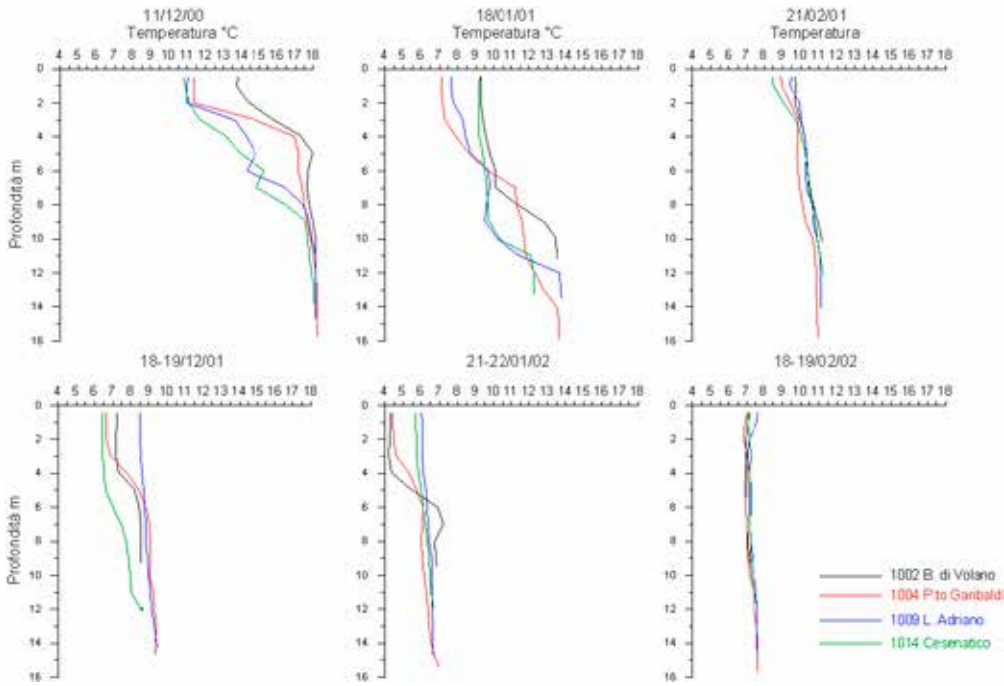



Fig. 1 - Profili verticali della temperatura in 4 stazioni poste a 10 Km dalla costa.
*Vertical profiles of the temperature in 4 sampled stations at 10 Km offshore.*

Osservando le mappe relative ai mesi di gennaio ’01 e ’02 (Figg. 2, 3), si può vedere come il fenomeno della riduzione di temperatura abbia interessato tutto il bacino centro settentrionale, con le differenze tra i due anni più accentuate sul fondo che in superficie, (dati progetto MAT rilevati su tre transetti perpendicolari alla costa italiana che si estendono da P.ta Maestra a Rovigno, da Cesenatico a Capo Promontore e da Senigallia all’isola di Sansego).

Considerando, infine, la stazione posta a 10 Km al largo di Cesenatico (St. 1014) e confrontando le variazioni dei valori superficiali e di fondo della temperatura avvenute negli inverni ‘00-’01 e ‘01-’02 (Fig. 4) viene confermata ulteriormente la differenza tra i due anni, con i valori più bassi a metà gennaio e soprattutto negli strati di fondo. Un andamento simile è stato riportato nel 1929 (Vatova, 1929, 1934), anno in cui si ebbe in Adriatico una moria analoga, come fattore causale, a quella avutasi nel 2002.

Le segnalazioni relative a morie di organismi marini hanno riguardato il periodo 1.1.’02 – 15.2.’02. Queste sono pervenute in principal luogo dal mondo della pesca, dal personale operante presso le piattaforme off-shore dell’ENI e da osservatori occasionali. La zona interessata dal fenomeno riguardava l’area corrispondente alla parte occidentale dell’Adriatico centrale e settentrionale. Notizie di morie più o meno diffuse sono altresì pervenute dalle prospicienti acque croate e dall’Adriatico meridionale.

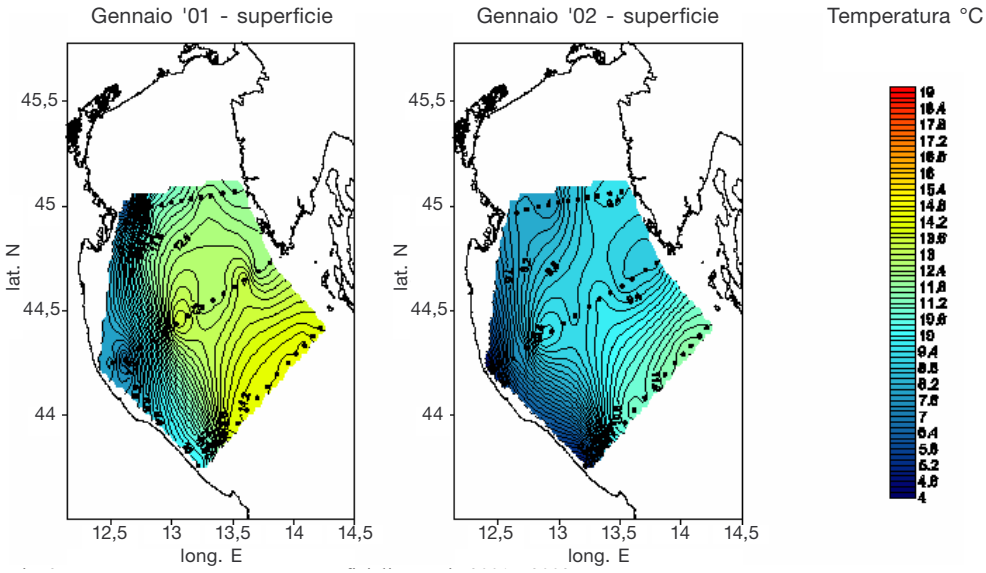



Fig. 2 - Mappe temperatura acque superficiali gennaio 2001 e 2002.
*Temperature maps of the surface waters in January 2001 and 2002.*

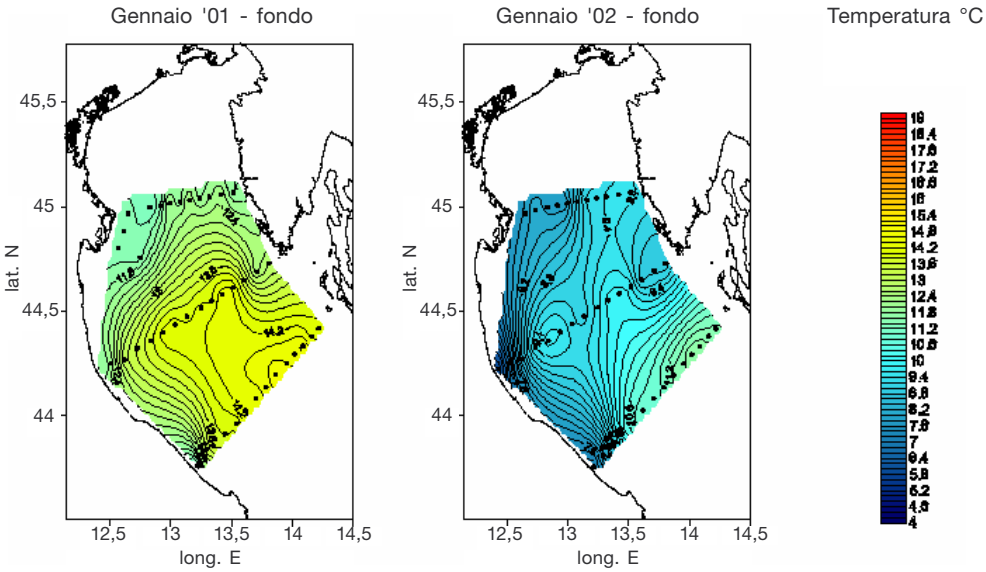



Fig. 3 - Mappe temperatura acque strato profondo gennaio 2001 e 2002.
*Temperature maps of the bottom waters in January 2001 and 2002.*

Tra le specie più colpite merita ricordare il caso dell'Alaccia (*Sardinella aurita*). Clupeiforme termofilo tipico dell'area centro-meridionale del Mediterraneo, nell'ul-

timo decennio si è diffuso in areali più settentrionali al pari di altre specie ittiche con esigenze "termiche" analoghe, dando corpo al cosiddetto fenomeno di "meridionalizzazione". Oltre alla massiva moria di Alacce, sono state riportate segnalazioni di morie relative ad esemplari di mazzole (*Trigla lucerna*) e moli di piccola taglia (*Gadus merlangus*), gronghi (*Conger conger*) e sogliole (*Solea solea*), tra i Crostacei mazzancolle (*Penaeus kerathurus*) e granchi (*Portunus* spp.), e moscardini (*Eledone moschata*) tra i Molluschi. Alcune imbarcazioni hanno segnalato la presenza di Policheti morti, normalmente presenti come infauna nei sedimenti.

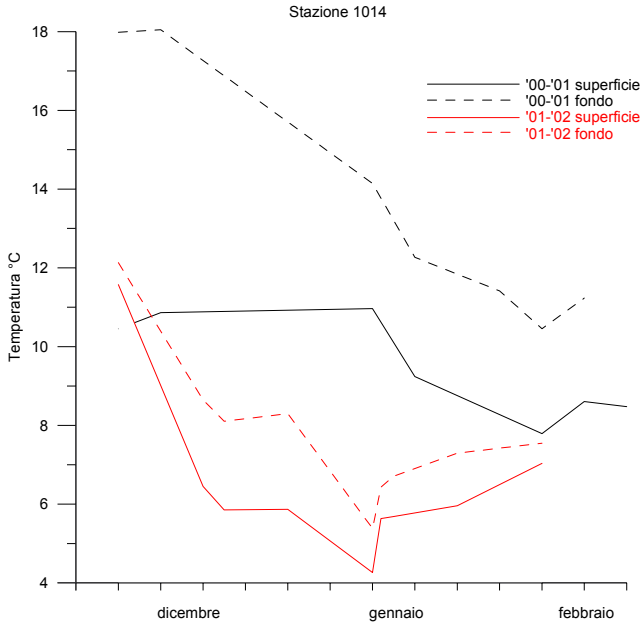



Fig. 4 - Variazione dei valori di temperatura delle acque superficiali e di fondo nella stazione al largo di Cesenatico.

*Variation of teperature in surface and bottom waters in the station Cesenatico offshore.*

## Conclusioni

L'analisi e la distribuzione dei dati permettono di evidenziare l'entità del fenomeno, i suoi effetti sulla fauna e la durata del periodo interessato da basse temperature. Tale anomalia termica è stata altresì confrontata con un altro evento simile verificatosi nel 1929.

### Bibliografia

VATOVA A. (1929) - Sui minimi termici verificatisi nell'Alto Adriatico nel febbraio e nel marzo 1929 e loro effetti sull'ittiofauna. R. Comitato Talassografico Italiano. Memoria CLVII. *R. Istituto di Biologia Marina, Rovigno D'Istria*, **15**: 1-8.

VATOVA A. (1934) - L'anormale regime fisico-chimico dell'Alto Adriatico nel 1929 e le sue ripercussioni sulla fauna. *Thalassia*, **1** (8): 14-25.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 624-628

C. Rustighi, M. Casotti, A. Voliani

A.R.P.A.T., Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana,
Sezione Regionale G.E.A., Via Marradi, 114 - 57126 Livorno, Italia.

# NOTE SULLA BIOLOGIA E LA DISTRIBUZIONE SPAZIALE DI *PHYCIS BLENNOIDES* NEL MAR LIGURE SUD-ORIENTALE

## *NOTE ON THE BIOLOGY AND SPATIAL DISTRIBUTION OF* PHYCIS BLENNOIDES *IN THE SOUTH-EASTERN LIGURIAN SEA*

***Abstract***

*The geographic distribution, growth and reproduction of* Phycis blennoides *(Osteichthyes, Gadidae) off the Northern Tuscan coasts was studied.* P. blennoides *is mainly concentrated in the bathyal zone, with a progressive reduction towards the continental shelf. Growth performance is quite different between sexes, females reaching bigger sizes. The few mature individuals were found in Autumn: females ranged between 40 and 63 cm Total Length (TL) and males between 20 and 26 cm (TL).*

***Key-words****:* Phycis blennoides*, geographical distribution, Ligurian Sea.*

## Introduzione

La mostella di fondale, *Phycis blennoides,* è un Gadide presente in tutto il Mediterraneo e nell'Oceano Atlantico si trova dalle coste della Norvegia e dell'Islanda fino a Capo Bianco. Nei mari italiani, *P. blennoides* è presente con un'ampia distribuzione verticale da 85 ad oltre 700 metri di profondità (Relini *et al*., 1999), ma risulta diffusa, in genere con gli esemplari più grandi, fino ad oltre 1000 m di profondità (Massutì *et al*., 1996). La specie raggiunge nei mari italiani dimensioni massime di oltre 70 cm, ma si trova comunemente fino a 40-45 cm.

Nel Mar Ligure *P. blennoides* viene frequentemente pescata con la pesca a strascico nella zona batiale, in genere come by-catch nella pesca dello scampo o degli Aristeidi. Occasionalmente può essere pescata con palamiti da fondale e reti da posta di profondità. Dal punto di vista commerciale, in Toscana, la mostella di fondale viene trattata in maniera molto diversificata a seconda del porto di sbarco e delle abitudini dei consumatori locali; è infatti sbarcata, anche a taglie ridotte, al porto di Viareggio, mentre non viene commercializzata affatto al mercato di Livorno.

## Materiali e metodi

I dati analizzati provengono dalle campagne di pesca a strascico dei programmi GRU.N.D. (Relini, 2000) degli anni 1985-2002 e MEDITS (Bertrand *et al*., 2000) degli anni 1994-2002 nell'area prospiciente le coste settentrionali della Toscana, dalla foce del Fiume Magra fino alle coste dell'Isola d'Elba. Il campionamento, random stratificato per profondità, in teoria esteso fino all'isobata di 800 metri, è stato condotto fino alla profondità massima nell'area, poco superiore a 600 metri.

Dall'analisi dei dati sono stati ricavati gli indici di biomassa (Kg/Km$^2$) e di densità (N/Km$^2$) ed in seguito alla loro elaborazione con il programma ArcView (ESRI, 1996) sono state ricavate le relative carte tematiche.

Per l'analisi delle distribuzioni di lunghezza totale (LT) e della progressione delle classi modali, è stato utilizzato il programma FiSAT (Gayanilo *et al*., 1996), al fine

di stimare l'età in relazione alla taglia per entrambi i sessi. Gli esemplari indeterminati sono stati suddivisi in parti uguali, per le taglie più piccole, e proporzionalmente agli esemplari determinati, per le taglie più grandi. La determinazione del sesso e del relativo stadio di maturità sono stati eseguiti mediante l'osservazione macroscopica delle gonadi, facendo riferimento ad una chiave a 5 stadi.

## Risultati

In Fig. 1 sono rappresentate le distribuzioni geografiche di *P. blennoides*, espresse rispettivamente come indici di biomassa (kg/km$^2$) e indici di densità (N/km$^2$). Le due carte non mostrano grandi differenze tra loro; anche i valori elevati corrispondono considerevolmente in entrambe le rappresentazioni, sia come indici di biomassa che di densità di esemplari. *P. blennoides* risulta distribuita in tutta la zona batiale, ma le concentrazioni più elevate si riscontrano nelle aree più profonde, diminuendo progressivamente verso la piattaforma continentale; la specie è risultata regolarmente presente, anche se mai abbondante, anche in alcune aree della platea.

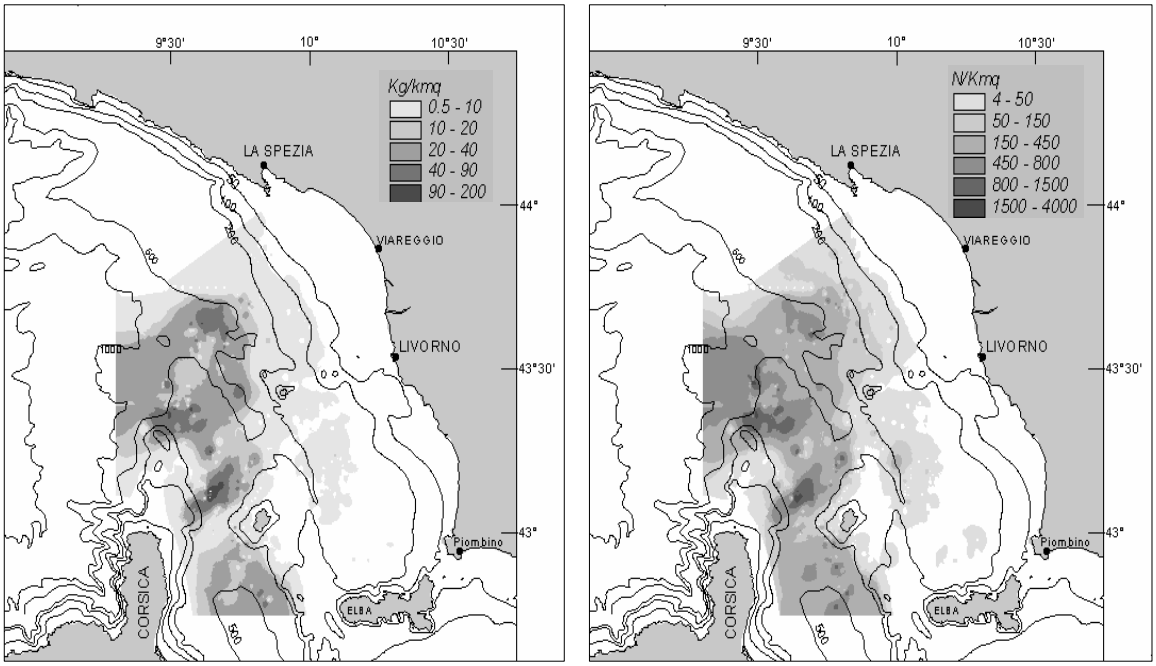



Fig. 1 - Distribuzione geografica, a sinistra, degli indici di biomassa (kg/km$^2$) e, a destra, delle abbondanze (N/km$^2$) di *P. blennoides.*

*Geographic distribution of biomass index (left, kg/km$^2$) and abundances (right, N/km$^2$) of* P. blennoides.

In Fig. 2 sono riportati i grafici delle distribuzioni di taglia per maschi e femmine nei tre periodi di campionamento. Il reclutamento avviene in primavera, con una

moda intorno a 10 cm LT; le distribuzioni di taglia sono differenziate fra i due sessi: le femmine mostrano taglie decisamente maggiori, con lunghezza totale massima di 63 cm, mentre i maschi non superano i 29 cm.

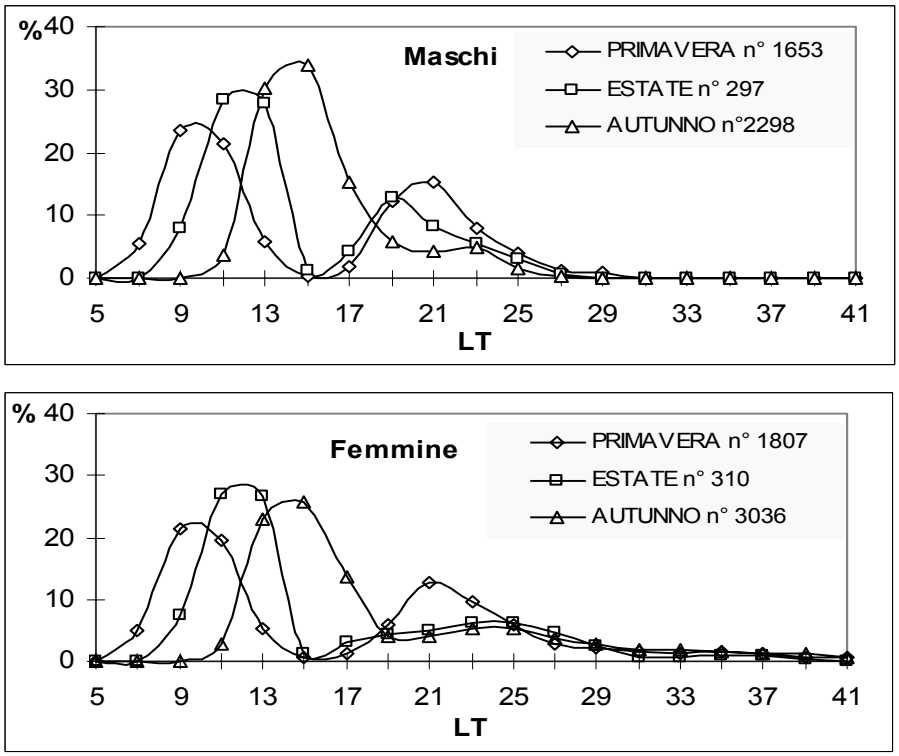



Fig. 2 - Distribuzioni di taglia per i due sessi nelle tre stagioni di campionamento.
*Length distributions for males and females in the three sampling seasons.*

I parametri delle equazioni di von Bertalanffy che modellizzano l'accrescimento per i due sessi, sono risultati i seguenti:

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Femmine | $K = 0{,}211$ anni$^{-1}$ | $L_\infty = 61{,}8$ cm | $t_0 = -0{,}58$ anni | $r^2 = 0{,}985$ |
| Maschi | $K = 0{,}499$ anni$^{-1}$ | $L_\infty = 32{,}4$ cm | $t_0 = -0.36$ anni | $r^2 = 0{,}974$ |

In tutti i periodi di campionamento, gran parte degli esemplari dei due sessi sono risultati con gonadi al primo o al secondo stadio di sviluppo. Sono state comunque riscontrate delle differenze tra le campagne primaverili ed estive e quelle autunnali; in queste ultime sono stati osservati alcuni esemplari con gonadi in fase di maturazione

avanzata (stadio 3-4): si tratta di 31 esemplari maschili, di lunghezza totale compresa tra 20 e 26 cm, e 9 femminili, da 40 fino a 63 cm LT. Non è mai stato osservato alcun esemplare con gonadi in fase post-riproduttiva (stadio 5).

## Conclusioni

Dal confronto delle due carte che illustrano la distribuzione spaziale di *P. blennoides* come biomassa e come numero di esemplari, emerge che i risultati sono molto simili; ciò sembra indicare che i giovani e gli adulti siano distribuiti nelle stesse aree o, almeno, che non esistano aree di nursery marcatamente separate dal resto della popolazione. Un aspetto che può essere evidenziato è che nelle aree meno profonde la specie sembra più abbondante in numero piuttosto che in peso, suggerendo che gli esemplari più grandi preferiscano le aree più profonde, come già indicato da Biagi *et al*. (1996) per il Tirreno Settentrionale e da Relini Orsi e Fanciulli (1981) per il Mar Ligure Settentrionale.

Gli accrescimenti sono marcatamente diversi tra i due sessi, in particolare dopo il secondo anno di vita; dai campionamenti è risultato che le femmine possono superare i 60 cm di lunghezza, mentre i maschi presentano una taglia massima intorno a 30 cm, come già suggerito da Biagi e Farnocchia (1994) per il Tirreno Settentrionale e da Fanciulli e Relini Orsi (1979) per il Mar Ligure Settentrionale.

Come già evidenziato da altri Autori (Fanciulli e Relini Orsi, 1979; Farnocchia *et al*., 2001) il numero di femmine sessualmente mature è risultato inferiore rispetto ai maschi e comunque scarso in entrambi i sessi. I dati analizzati indicherebbero un periodo riproduttivo tardo autunnale, in accordo con altri Autori (Tursi *et al*., 1995; Matarrese *et al*., 1998; Farnocchia *et al*., 2001; Rotllant *et al*., 2002) che hanno studiato il fenomeno in diverse aree del Mediterraneo; è possibile però che esistano più momenti riproduttivi nell'arco dell'anno, essendo stati rilevati esemplari maturi anche in estate (Fanciulli e Relini Orsi, 1979).

L'intervallo delle taglie degli esemplari maturi per entrambi i sessi corrisponde approssimativamente a quello rilevato da altri Autori nei mari italiani (Fanciulli e Relini Orsi, 1979; Tursi *et al*., 1995; Matarrese *et al*., 1998, Farnocchia *et al*., 2001).

### Bibliografia

BERTRAND J., GIL DE SOLA L., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (2000) – An international trawl survey in the Mediterranean: the MEDITS programme. *Actes de Colloques IFREMER*, **26**: 76-93.

BIAGI F., DE RANIERI S., ROCCA V. (1996) – Relazione taglia-profondità di specie ittiche nell'Arcipelago Toscano Meridionale. *Biol. Mar. Medit.,* **3** (1): 527-528.

BIAGI F., FARNOCCHIA I. (1994) – Reclutamento ed accrescimento di *Phycis blennoides* (Brünnich, 1768) nel Mar Tirreno Settentrionale. *Biol. Mar. Medit.,* **1** (1): 295-296.

ESRI (1996) - *ArcView GIS. The Geographic Information System for Everyone*. Environmental Systems Research Institute, Inc.: 340 pp.

FANCIULLI G., RELINI ORSI L. (1979). – Biologia di *P. blennoides*: 2. Rapporto sessi e osservazioni sulla maturità sessuale. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat., Mem*, ser. B, **86** (Suppl.): 383-387.

FARNOCCHIA I., NANNINI N., DE RANIERI S. (2001) – Ritrovamento di femmine mature di *Phycis blennoides* (Brünnich, 1768) nel Mar Tirreno Settentrionale. *Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 712-714.

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.

MASSUTI' E., MORALES-NIN B., LLORIS D. (1996) – Bathymetric distribution and recruitment patterns of *Phycis blennoides* (Pisces: Gadidae) from the slope of the northwestern Mediterranean. *Sci. Mar*., **60** (4): 481-488.

MATARRESE A., D'ONGHIA G., BASANISI M., MASTROTOTARO F. (1998) – Spawning and recruitment of *Phycis blennoides* (Phycidae) from the north-western Ionian Sea (middle-eastern Mediterranean). *Ital. J. Zool*., **65** (Suppl.): 203-209.

RELINI G. (2000) – Demersal trawl surveys in Italian Seas: a short review. *Actes de Colloques IFREMER,* **26**: 46-75.

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.

RELINI ORSI L., FANCIULLI G. (1981) - Biologia di *P. blennoides*: distribuzione e alimentazione sui fondi da pesca batiali del Mar Ligure. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca,* **3** (Suppl. 1): 135-144.

ROTLLANT G., MORANTA J., MASSUTI' E., SARDA' F., MORALES-NIN B. (2002) – Reproductive biology of three gadiform fish species through the Mediterranean deep-sea range (147-1850 m). *Sci. Mar*., **66** (2): 157-166.

TURSI A., PANZA M., BASANISI M., COSTANTINO G., D'ONGHIA G.(1995) – Rinvenimento di esemplari con gonade matura di *Phycis blennoides* (Pisces, Osteichthyes) nel batiale del Mar Ionio. *Biol. Mar. Medit.,* **2** (2): 295-297.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 629-633

M. Sartini, P. Belcari*, I. Rossetti

Aplysia p.s.c.r.l., Via delle Viole, 1 - 57124 Livorno, Italia.
aplysia1@libero.it
*D.S.U.A., Università di Pisa, Italia.

# PRESENZA DI LARVE DI PESCI MESOPELAGICI NELL'ARCIPELAGO TOSCANO MERIDIONALE

# *OCCURRENCE OF MESOPELAGIC FISH LARVAE IN THE SOUTHERN TUSCAN ARCHIPELAGO*

***Abstract***

*In the southern Tuscan Archipelago, during three ichthyoplankton cruises carried out in March 1999 and march and June 2000, the presence of mesopelagic fish larvae was reported. A total of 15 species belonging to families Gonostomatidae, Sternoptychidae, Photichthyidae, Chauliodontidae, Myctophidae and Paralepididae was recovered. In the study area larvae of these species were widely distributed, being particularly abundant near Giglio and Giannutri islands.*

***Key-words:*** *fish larvae, distribution, abundance, northern Tyrrhenian Sea.*

## Introduzione

I pesci mesopelagici rivestono un ruolo importante nella catena trofica marina e rappresentano, per il futuro, una potenziale risorsa di pesca (Gjøsaeter e Kawaguchi, 1980). Per questo è importante avere informazioni sulla loro abbondanza relativa, distribuzione e caratteristiche biologiche principali (crescita, riproduzione, ecc.). In questo lavoro viene segnalata la presenza delle larve di pesci mesopelagici in un'area del Mar Tirreno settentrionale, rappresentata dall'Arcipelago Toscano meridionale, dove informazioni relative alle prime fasi vitali di questi organismi, ed in particolar modo alla loro distribuzione, sono completamente assenti.

## Materiali e metodi

Nell'Arcipelago Toscano meridionale, durante i mesi di marzo 1999, marzo 2000 e giugno 2000, sono state condotte tre campagne ittioplanctoniche nell'ambito di un progetto finanziato dall'UE per lo studio dei giovani di nasello, *Merluccius merluccius*.

Nei due anni di campionamento sono state effettuate 210 pescate complessive con un minimo di 60 stazioni per ogni campagna. L'ittioplancton è stato campionato dalla superficie a 350 m di profondità, per mezzo di cale oblique, in stazioni localizzate su transetti separati tra loro da 5 miglia nautiche, utilizzando una rete Bongo (diametro della bocca 60 cm e dimensioni della maglia 500 µm). La metodologia di campionamento usata ha seguito le procedure standard per la raccolta dell'ittioplancton (Smith e Richardson, 1977). Le larve delle specie mesopelagiche sono state identificate in base alle caratteristiche morfologiche, morfometriche e di pigmentazione (Moser *et al.,* 1984). Il numero delle larve raccolte in ciascuna cala è stato standardizzato tenendo conto del volume di acqua filtrato ed espresso come numero di larve/10 $m^2$ di superficie marina (Smith e Richardson, 1977). Le cartine di distribuzione e abbon-

danza delle specie sono state elaborate per mezzo del software GIS Arcview utilizzando un opportuno algoritmo di interpolazione (inverso pesato della distanza) dei dati analizzati (numero di larve/10 m$^2$ di superficie marina).

## Risultati

Nel corso dei tre campionamenti sono state identificate 917 larve appartenenti alle famiglie Gonostomatidae, Sternoptychidae, Photichthyidae, Chauliodontidae, Myctophidae e Paralepididae (Tab. 1). Nei campionamenti di marzo 1999 e marzo e giugno 2000, le larve di pesci mesopelagici hanno rappresentato rispettivamente il 41,7% (411 larve di osteitti mesopelagici su 986), il 4,5% (56 su 1254) ed il 13,1% (450 su 3437) dell'ittioplancton raccolto.

Tab. 1 - Lista faunistica delle specie mesopelagiche catturate durante le tre campagne ittioplanctoniche. N = numero di larve; A = abbondanza minima e massima espressa come numero di larve/10 m$^2$ di superficie marina.

*Faunistic list of mesopelagic species sampled during the three ichthyoplankton surveys. N = number of larvae; A = minimum and maximum abundance expressed as number/10 m$^2$ of sea surface.*

| | Marzo 1999 | | Marzo 2000 | | Giugno 2000 | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Num | A min -max | Num | A min -max | Num | A min -max |
| **Ordine STOMIIFORMES** | | | | | | |
| **Famiglia GONOSTOMATIDAE** | | | | | | |
| *Cyclothone braueri* Jespersen & Taning, 1926 | 11 | 4 - 10 | | | 331 | 4 - 278 |
| *Gonostoma denudatum* Rafinesque, 1810 | 1 | 5 | | | | |
| **Famiglia STERNOPTYCHIDAE** | | | | | | |
| *Argyropelecus hemigymnus* Cocco, 1829 | 7 | 5 - 10 | 2 | 4 - 6 | 6 | 4 - 14 |
| *Maurolicus muelleri* (Gmelin, 1789) | 225 | 2 - 87 | 24 | 3 - 20 | 49 | 5 - 24 |
| **Famiglia PHOTICHTHYIDAE** | | | | | | |
| *Vinciguerria attenuata* (Cocco, 1838) | 2 | 5 | 7 | 6 - 13 | 15 | 4 - 16 |
| *Vinciguerria poweriae* (Cocco, 1838) | 7 | 3 - 5 | | | | |
| **Famiglia CHAULIODONTIDAE** | | | | | | |
| *Chauliodus sloani* Schneider, 1801 | 1 | 5 | | | | |
| **Ordine MYCTOPHIFORMES** | | | | | | |
| **Famiglia MYCTOPHIDAE** | | | | | | |
| *Benthosema glaciale* (Reinhardt, 1837) | 2 | 5 - 6 | 1 | 4 | 2 | 4 - 7 |
| *Ceratoscopelus maderensis* (Lowe, 1839) | | | | | 7 | 5 - 21 |
| *Electrona rissoi* (Cocco, 1829) | | | | | 2 | 5 |
| *Hygophum hygomii* (Lutken, 1892) | 1 | 5 | | | 1 | 5 - 6 |
| *Lampanyctus crocodilus* (Risso, 1810) | 120 | 3 - 45 | 13 | 1 - 13 | 22 | 4 - 26 |
| *Lobianchia dofleini* (Zugmayer, 1911) | | | | | 1 | 4 |
| *Myctophum punctatum* Rafinesque, 1810 | 20 | 3 - 16 | 1 | 4 | 10 | 3 - 11 |
| *Symbolophorus veranyi* (Moreau, 1888) | 1 | 5 | 1 | 4 | 1 | 5 |
| **Ordine AULOPIFORMES** | | | | | | |
| **Famiglia PARALEPIDIDAE** | | | | | | |
| *Notolepis rissoi* (Bonaparte, 1840) | 13 | 3 - 9 | 7 | 4 - 5 | 3 | 5 |
| **NUMERO TOTALE** | **411** | | **56** | | **450** | |

Durante il campionamento di marzo 1999 le larve hanno mostrato un'ampia distribuzione nell'area di studio. L'abbondanza minima è stata di 2 larve/10 m$^2$, registrata in una stazione a sud dell'Isola d'Elba; la massima, di 91 larve/10 m$^2$, è stata regi-

strata in una stazione posta al limite occidentale dell'area di studio (Fig. 1). Le larve sono risultate particolarmente abbondanti nella porzione centrale dell'Arcipelago Toscano meridionale, oltre la batimetrica dei 200 m, e in due regioni comprese tra le batimetriche dei 50 e 200 m, una a sud dell'Isola di Pianosa, l'altra delimitata dal Promontorio dell'Argentario e dalle isole di Giglio e Giannutri.

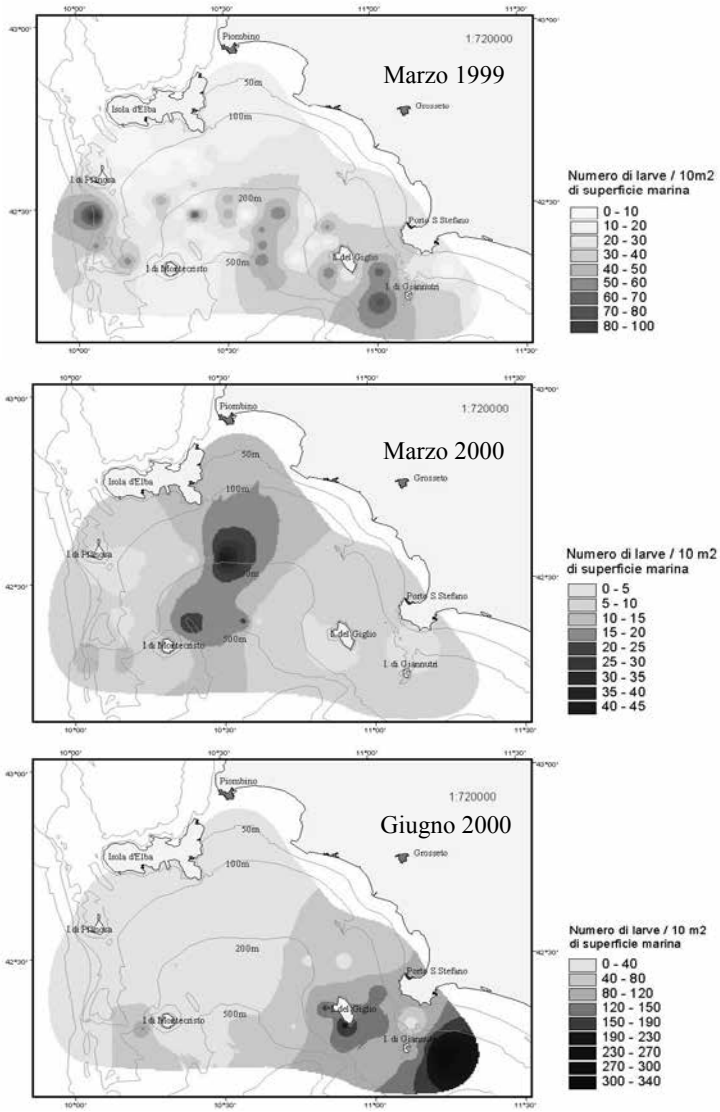



Fig. 1 - Distribuzione ed abbondanza delle larve di pesci mesopelagici, espresse come numero/10 $m^2$ di superficie marina, stimate per le tre campagne ittioplanctoniche.

*Distribution and abundance of mesopelagic fish larvae, expressed as number/10 $m^2$ of sea surface, estimated for the three ichthyoplankton surveys.*

Nella campagna di marzo 2000 le larve sono state rinvenute in un numero inferiore di stazioni rispetto al campionamento di marzo 1999. L'abbondanza minima è stata di 1 larva/10 $m^2$, registrata in prossimità dell'Isola del Giglio, mentre l'abbondanza massima, pari a 42 larve/10 $m^2$, è stata riscontrata in una stazione localizzata nella parte centrale dell'area di studio, posta al limite della batimetrica dei 200 m (Fig. 1). Intorno a questa profondità si sono registrate le abbondanze maggiori.

Nel giugno 2000 le stazioni in cui sono state raccolte le larve dei pesci mesopelagici sono risultate distribuite prevalentemente nella parte meridionale dell'area di studio. L'abbondanza minima (4 larve/10 $m^2$) è stata registrata in una stazione posta in prossimità della batimetrica dei 200 m, mentre l'abbondanza massima (340 larve/10 $m^2$) è risultata localizzata ad est dell'isola di Giannutri, tra 100 e 200 m di profondità (Fig. 1) e antistante il Promontorio dell'Argentario e le isole di Giglio e Giannutri.

## Conclusioni

Le analisi dei campioni di ittioplancton raccolti nell'Arcipelago Toscano meridionale hanno evidenziato una grande variabilità nelle catture di specie mesopelagiche in ogni campagna. Questa è una probabile conseguenza delle caratteristiche riproduttive di questi ultimi. Per esempio, alcune specie appartenenti alla famiglia Myctophidae si riproducono durante tutto l'anno, altre presentano un periodo di deposizione piuttosto ampio (da 4 a 6 mesi), mentre per altre ancora la fase riproduttiva è limitata ad una o due volte l'anno (Gartner, 1993).

La localizzazione e l'abbondanza delle larve dei pesci mesopelagici è inoltre influenzata dalla distribuzione degli adulti; per la maggior parte delle specie i giovanili e gli adulti vivono tra i 300 e 1000 m di profondità (Whitehead *et al.,* 1986). L'areale di distribuzione degli adulti di specie mesopelagiche, emerso da campagne sperimentali di pesca a strascico, ha mostrato una parziale sovrapposizione con quello delle larve (De Ranieri *et al.,* 2003), anche se questo tipo di attrezzo non è il più adeguato per campionare organismi che vivono nella colonna d'acqua. La presenza delle larve è risultata più abbondante nelle stazioni localizzate sulla piattaforma continentale, in accordo con quanto riportato anche da studi condotti sia in Mediterraneo (Olivar e Palomera, 1994) che in altri mari (Olivar e Beckley, 1994). Questo particolare aspetto potrebbe essere una conseguenza del regime di correnti presente nell'area che favorirebbe il trasporto passivo delle forme larvali sulla piattaforma continentale, oppure di fenomeni migratori delle larve verso habitat più favorevoli sia per le caratteristiche biotiche (disponibilità di cibo), che per quelle abiotiche (temperatura e salinità), come risulta dalla letteratura a disposizione (Sabatés e Masò, 1990; Olivar *et al.*, 1998, tra gli altri).

### References

DE RAINERI S. (resp.) (2003) - Valutazione delle risorse demersali dall'Isola d'Elba all'Isola di Giannutri: anni 2000-2003. Rapporto Finale - Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali: 129 pp.

GARTNER J.V. (1993) – Patterns of reproduction in the dominant lanternfish species (Pisces: Myctophidae) of the Eastern Gulf of Mexico, with a review of reproduction among tropical-subtropical Myctophidae. *Bull. Mar. Sci.,* **51** (2): 721-750.

GJØSAETER J., KAWAGUCHI K. (1980) – A review of the world resources of mesopelagic fish. *FAO Fish. Tech. Pap.,* **103**: 151 pp.

MOSER H.G., RICHARDS W.J., COHEN D.M., FAHAY M.P., KENDALL A.W., RICHARDSON S.L. (eds) (1984) - *Ontogeny and Systematics of Fishes.* Spec. Publ. Am. Soc. Ichthyol. Herpetol., **1**: 760 pp.

OLIVAR M.P., BECKLEY L.E. (1994) – Influence of the Agulhas Current on the distribution of lanternfish larvae off the Southeast coast of Africa. *J. Plankton Res.*, **16** (12): 1759-1780.

OLIVAR M.P., PALOMERA I. (1994) – Ontogeny and distribution of *Hygophum benoiti* (Pisces, Myctophidae) of the North Western Mediterranean. *J. Plankton Res.,* **16** (8): 977-991.

OLIVAR M.P., SALAT J., BECKLEY L.E. (1998) – Evidence of desplacement of lanternfish larvae associated with surface water movement: case studies from southern Africa. In: Pillar S.C., Moloney C.L., Payne A.I.L., Shillington F.A. (eds), *Benguela Dynamics.* S. Afr. J. mar. Sci., **19**: 233-244.

SABATÉS A., MASÓ M. (1990) – Effect of a shelf-slope front on the spatial distribution of mesopelagic fish larvae in the western Mediterranean. *Deep-Sea Res.,* **37**: 1085-1098.

SMITH P.E., RICHARDSON S. (1977) – Standard techniques for pelagic fish eggs and larval survey. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **175**: 100 pp.

WHITEHEAD P.J.P., BAUCHOT M.L., HUREAU J.C., NIELSEN S., TORTONESE E. (eds) (1984) – Fishes of North-Eastern Atlantic and Mediterranean. *UNESCO*, **1**: 510 pp.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 634-638

P. Sartor, M. Sbrana, B. Reale

CIBM, Centro Interuniversitario Biologia Marina ed Ecologia Applicata,
Viale N. Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italy.
psartor@cibm.it

# INTERACTION AMONG GEARS IN THE EXPLOITATION OF THE TUB GURNARD, *TRIGLA LUCERNA* (PISCES, TRIGLIDAE), IN THE TUSCAN ARCHIPELAGO

## *INTERAZIONE TRA ATTREZZI NELLO SFRUTTAMENTO DELLA GALLINELLA,* TRIGLA LUCERNA *(PISCES: TRIGLIDAE), NELL'ARCIPELAGO TOSCANO*

***Abstract***

*Exploitation of the tub gurnard* Trigla lucerna (Linnaeus, 1758) *in Tuscan Archipelago was studied in 1999-2000. Monthly data on landings, fishing effort and size structure of the catch were collected from fleets using "rapido" (Viareggio), trammel nets (Livorno), gill nets (Marina di Campo) and trawl nets (Porto Santo Stefano).* T. lucerna *was exploited simultaneously or sequentially by the considered gears, whose yields showed different seasonal peaks. Other differences emerged in the size composition of the catch: gill nets mostly exploited adults, the other gears mainly juveniles.*

***Key-words:*** *gillnets, trawl nets, trammel nets, exploitation, Tuscan Archipelago.*

## Introduction

The tub gurnard, *Trigla lucerna* (L., 1758) (Pisces, Triglidae), is mainly distributed on the soft bottoms of the continental shelf, with greater abundance on the coastal zone (Serena *et al*., 1998; Colloca, 1999). The species is regularly present on the markets of the Tuscan Archipelago coasts, due to its commercial value, especially of the specimens of big size. *T. lucerna* is usually caught both by artisanal and trawl gears. A study focusing on the estimation of landings, fishing effort and size composition of the catch of the tub gurnard was performed, in order to gather information on the exploitation patterns of the species.

## Materials and methods

From January 1999 to December 2000 the activity of the most representative fishing fleets for the exploitation of the tub gurnard in Tuscany was monitored. The study was carried out in 1999 at Porto Santo Stefano, on the fleet using trawl nets with wide vertical opening ("wot", 16 vessels), Marina di Campo (gill nets for hake, 15 vessels), Livorno (artisanal fleet using set nets (mostly trammel nets), 65 vessels and, in the year 2000, at Viareggio (fleet using "rapido", a modified version of beam trawl, 2 boats).

Data were collected on monthly basis in all ports (at least 10 days of observation each month), except in Porto Santo Stefano where they were gathered on bimonthly basis. Information on landings of *T. lucerna*, as well as on fishing effort and capacity of each boat (fishing hours for towed gears and meters of net for set nets), was gathered each day of sampling. In addition, embarks of observers during commercial

fishing trips were performed to collect data on size composition of the catch of the tub gurnard.

## Results

Remarkable landings of *T. lucerna* were observed in the period of study, even though they accounted only for a marginal fraction of the total landings of each gear (Tab. 1). The annual landings of *T. lucerna* were about 10 t for "wot" nets of Porto Santo Stefano (1.5% of the total landings), about 5 t for gill nets of Marina di Campo (5.4% of the total), 1.4 t for trammel nets of Livorno (1.7% of the total landing) and 1.5 t for "rapido" of Viareggio (3.8% of the total).

Tab. 1 - Annual landings (tons) of *T. lucerna* estimated by gear.
*Sbarcato annuale (tonnellate) di* T. lucerna *per attrezzo.*

| Port/gear | Year | N° of vessels | Annual landings (tons) | | Percentage of *T. lucerna* |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | *T. lucerna* | Other species | |
| Viareggio "Rapido" | 2000 | 2 | 1.5 | 38.5 | 3.8 |
| Livorno Trammel nets | 1999 | 65 | 1.4 | 80.6 | 1.7 |
| Marina di Campo Gill nets | 1999 | 15 | 4.8 | 84.2 | 5.4 |
| Porto S. Stefano "wot" nets | 1999 | 16 | 9.9 | 652.1 | 1.5 |

Fishing yields were characterised by different seasonal peaks for each gear: winter and summer for gill nets, spring for "wot" nets, autumn for trammel nets and summer for "rapido" trawl nets (Fig. 1). Worthy of note were the yields of tub gurnard provided by the gillnet fishery of Marina di Campo, with peaks of about 5 kg/5000 m of net.

Fig. 2 shows the length frequency histograms of the catch recorded by gear. Gill nets of Marina di Campo mostly captured specimens from 20 to 60 cm of total length (TL), with a mode at 52 cm TL, while the other gears affected another demographic portion, mostly specimens lower than 30 cm TL (modes at 20 TL for "wot" nets, 12 cm TL for trammel nets and 16 cm TL for "rapido" trawl). Results of the Kolmogorov-Smirnov test showed significant differences for the comparisons among the size structures of the catch among the different gears, except for the comparison between "wot" and trammel nets (Tab. 2).

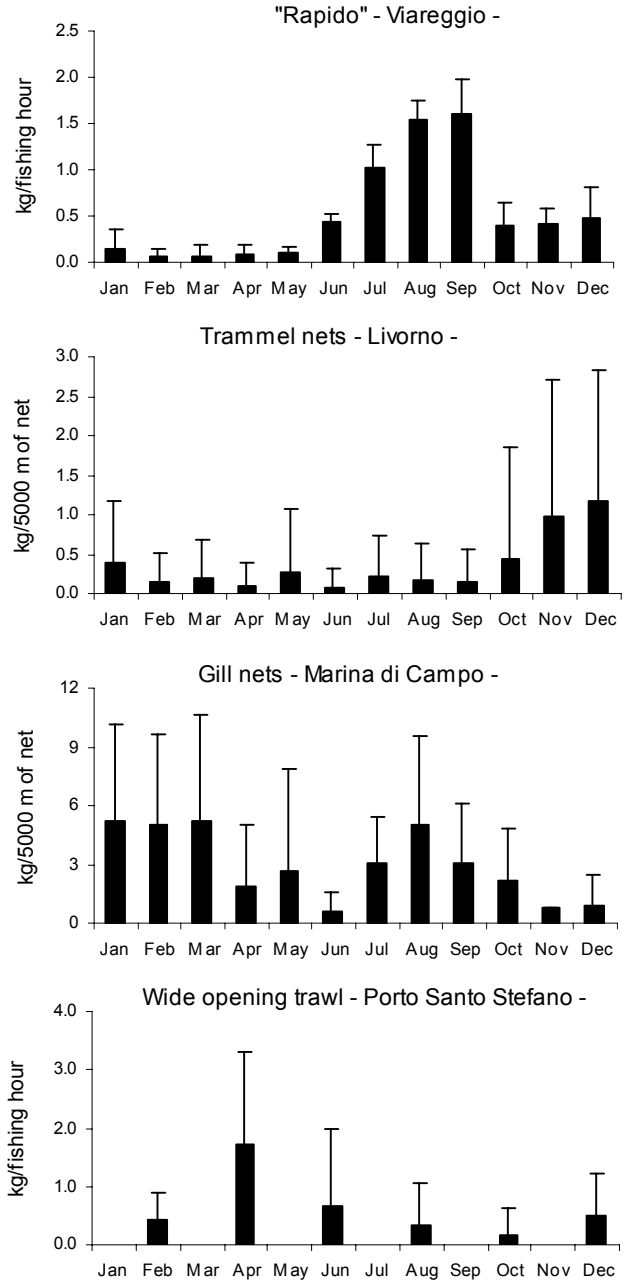



Fig. 1 - Evolution of the mean monthly Catches Per Unit of Effort (CPUE, + Standard Error) by gear.

*Evoluzione dei valori medi mensili (+ errore standard) delle Catture Per Unità di Sforzo (CPUS) per attrezzo.*

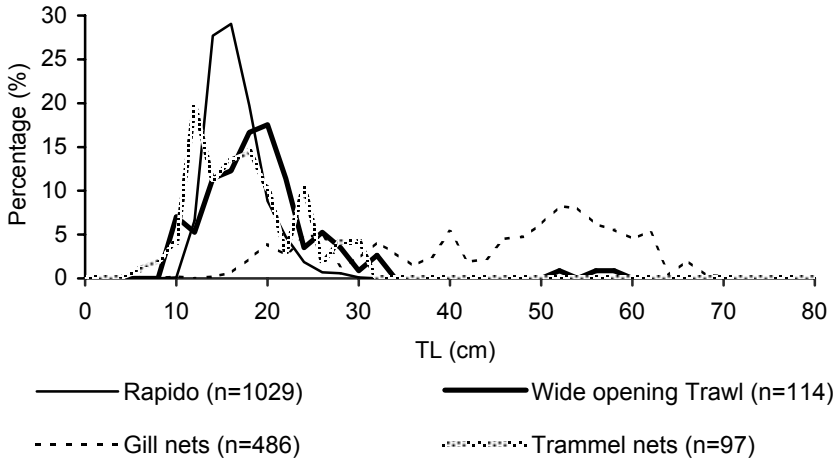



Fig. 2 - Length-frequency distributions of the annual catch by gear.
*Distribuzioni taglia-frequenza della cattura annuale per attrezzo.*

Tab. 2 - Comparisons among the size structures of the annual catch of each gear. Results of the Kolmogorov-Smirnov test (* = p<0.05; ** = p<0.01; *** = p<0.001; n.s.= not significant).
*Confronti tra le strutture in taglie della cattura di ciascun attrezzo. Risultati del test di Kolmogorov-Smirnov (* = p<0,05; ** = p<0,01;*** = p<0,001; n.s.= non significativo).*

| | "Rapido" | Trammel nets | Gill nets | "Wot" nets |
|---|---|---|---|---|
| "Rapido" | | * | *** | *** |
| Trammel nets | | | *** | n.s. |
| Gill nets | | | | *** |
| "Wot" nets | | | | |

## Conclusions

A complex interaction among gears and fleets emerged in the exploitation pattern of *T. lucerna* in the Tuscan Archipelago. Such interaction shows a certain degree of temporal and size partitioning, even though a consistent overlap is present. Differences among gears are mostly due to the different fishing grounds and are related to the size-depth relationship showed by this species, with greater presence of juveniles on the coastal zone and of adults offshore (Biagi *et al*., 1996). Other factors, such as selectivity and catchability could also explain the differences in yields and size structure of the catch; adults are probably more available to gill nets, which exploit a wider portion of water column with respect to that affected by the other gears.

At present there is no regulation for minimum landing size of *T. lucerna*. Anyway, taking into account the size at first maturity (24 cm TL as reported by Froglia, 1984),

the catch of gill nets was made for about 90% of adult specimens, while that of the other gears was represented for about 80% by juveniles.

The multigear exploitation, the insufficient reliability of official landing data (*T. lucerna* is often sold mixed with other species) and the need to refine biological knowledge, make multidisciplinary and specific investigations necessary for a management of this resource.

**References**

BIAGI F., DE RANIERI S., ROCCA V. (1996) - Relazione taglia-profondita' di specie ittiche nell'Arcipelago Toscano Meridionale. *Biol. Mar. Medit.,* **3** (1): 527-528.

COLLOCA F. (1999) - *Trigla lucerna.* 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): 470-474.

FROGLIA C. (1984) - Presupposti bio-ecologici e tecnici per una nuova regolamentazione della pesca a strascico entro le tre miglia dalla costa. Rapp. Ministero Marina Mercantile, Direzione Generale Pesca Marittima: 104 pp.

SERENA F., VOLIANI F., AUTERI R. (1998) – Nursery areas and some biological information of tub gurnard (*Trigla lucerna* L., 1758) off Tuscany coasts (Italy). *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, **35**: 482-483.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 639-643

M. Sbrana, P. Sartor, B. Francesconi*, I. Rossetti*

CIBM, Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata,
Viale N. Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italy.
msbrana@discat.unipi.it
*Aplysia p.s.c.r.l., Livorno, Italy.

# SELECTIVITY OF ARTISANAL GEARS TARGETING CUTTLEFISH, *SEPIA OFFICINALIS* LINNAEUS, 1758, IN THE EASTERN LIGURIAN SEA

## *SELETTIVITA' DI ATTREZZI FISSI NELLA PESCA ARTIGIANALE DELLA SEPPIA,* SEPIA OFFICINALIS *LINNAEUS, 1758, NEL MAR LIGURE ORIENTALE*

***Abstract***

*Selectivity for* Sepia officinalis *Linnaeus, 1758, was studied in the eastern Ligurian Sea. Two types of trammel nets with three mesh sizes (45, 70 and 90 mm stretched) were tested, as well as pots (56 mm) and fyke nets (52 mm). Selectivity was assessed by the indirect Sechin method, which was suitable for describing selectivity of these gears. The size at first catch ($ML_{50}$) was 7.9 cm ML for the pot, 8.2 cm for the fyke net, 6.9 cm for trammel nets with 45 mm mesh and 11.7 for the same gears with 70 mm mesh.*

***Key-words****: Cephalopod fisheries, entangling nets, trap nets.*

## Introduction

Research projects on artisanal gears in Tuscany have been carried out since 1996, to evaluate the efficiency and the impact of these gears on the coastal resources (Fabi & De Ranieri, 1998; Fabi & Sartor, 2001). The objective of this paper is the analysis of the selectivity of different kinds of artisanal gears towards cuttlefish, *Sepia officinalis*, a species at present fished in Tuscany almost exclusively with trammel nets (Belcari *et al*., 2002). Trammel nets with different characteristics and mesh sizes were compared with pots and fyke nets, two gears commonly used in Adriatic to exploit this species (Fabi *et al*., 2001).

## Materials and methods

This study was carried out in a coastal zone of the eastern Ligurian Sea, using a vessel of the fleet of Livorno. Two different set nets were used: trammel net with monofilament inner panel (MTN) and trammel net with inner panel of twisted polyamide (STN). Three different mesh sizes of the inner panel were used: 45, 70 and 90 mm (stretched); the outer panels, in twisted polyamide, had a stretched mesh size of 340 mm. Experimental nets were assembled using 7 sheets of 50 m for each mesh size (inner panel), for a total length of 1050 m for each type of trammel net employed in this study.

Rectangular pots consisted of an iron frame covered by a net of polyamide twisted filament (56 mm stretched mesh size), with two mobile doors allowing the prey to enter but not to exit. Fyke nets consisted of plastic rings sustaining an external net (52 mm stretched mesh size) and two internal cone-shaped bags of polyamide twisted

filament. Gangs of 32 traps (fyke nets or pots) were used.

For each gear, 35 experimental trials were carried out according to a standardised sampling methodology (Fabi & De Ranieri, 1998; Fabi & Sartor, 2001). All collected specimens of cuttlefish were measured for mantle length (ML) to 0.5 cm. Additionally, maximum mantle girth ($G_{max}$) was taken on a representative sample of the catches.

Selectivity was estimated from the $G_{max}$ data using the indirect Sechin method (Sechin, 1969) as modified by Reis and Pawson (1992). This model does not include the correction coefficients for body compressibility and the elasticity of the netting. For this reason, the parameters of the selection curves were estimated by using the "nominal" mesh values and by identifying the mesh size which provides the best fitting of the catch data ("corrected values") (Fabi *et al*., 2002). For the set nets, the corrected values were calculated on the 45 mm mesh catches and then used to estimate proportionally those of the greater mesh sizes.

## Results

During the experimental trials, a total of 123 specimens were caught with monofilament trammel net, 370 with standard trammel net, 176 with pots and 79 with fyke nets.

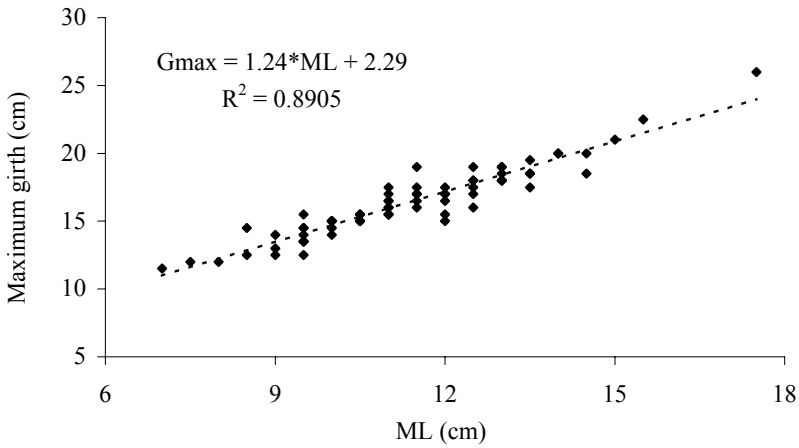



Fig. 1 - Linear regression of $G_{max}$ vs. ML.
*Regressione lineare tra $G_{max}$ e ML.*

For *S. officinalis*, $G_{max}$ was a representative measure of selectivity. Fig. 1 shows the regression curve between $G_{max}$ and ML, while Fig. 2 represents the size distribution of the catches and the selectivity curves. For this species, selectivity was described only by the left side of the Sechin curve, because all the gears used were not selective for large-sized specimens. A high correspondence was obtained between the estimated retention curves and the size distributions of the catches, with the exception of the trammel nets with 90 mm mesh size, which were ineffective in catching this

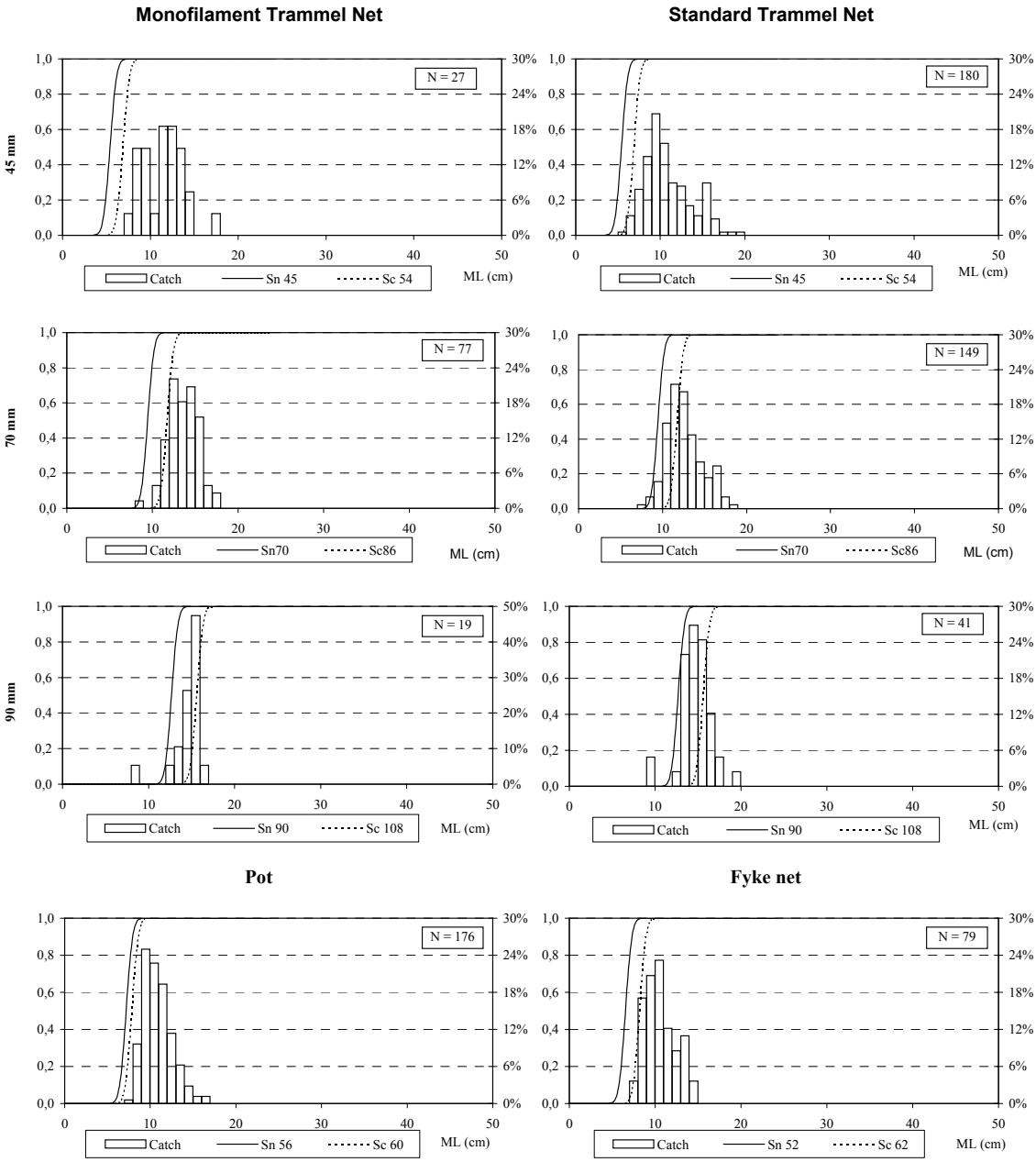



Fig. 2 - Length frequency distributions of *S. officinalis* catches and the selection curves for the nominal mesh (Sn) and the "corrected" mesh (Sc), for each gear. Y axes: catch probability (left) and abundance percentage (right).

*Distribuzioni di frequenza di taglia delle catture di* S. officinalis *e curve di selettività per la maglia nominale (Sn) e la maglia "corretta" (Sc), per ciascun attrezzo. Assi Y: probabilità di cattura (sinistra) e abbondanza percentuale (destra).*

species. This was particularly evident in the case of the pot, due to the lower elasticity of the net when compared with that of the other gears. The size at first catch ($ML_{50}$) was 7.9 cm ML for the pot, 8.2 cm for the fyke net, 6.9 cm for trammel nets with 45 mm mesh, 11.7 and 15.6 cm for the same gears with 70 mm and 90 mesh respectively. Tab. 1 summarizes the main selection parameters obtained in this study.

Tab. 1 - Selection parameters for *S. officinalis*. SF: selection factor.
*Parametri di selettività per* S. officinalis. *SF: fattore di selezione.*

| | Nominal mesh size (mm) | Corrected mesh size (mm) | Length of catch (L50) | Selection range (cm) 25%<p<75% | | SF | % individuals p<5% left |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Monofilament trammel net | 45 | 54 | 6,9 | 6,5 | 7,5 | 1,5 | 0,0 |
| | 70 | 86 | 11,7 | 11,3 | 12,1 | 1,7 | 0,9 |
| | 90 | 108 | 15,6 | 15,2 | 16,0 | 1,7 | 40,4 |
| Standard trammel net | 45 | 54 | 6,9 | 6,5 | 7,5 | 1,5 | 0,0 |
| | 70 | 86 | 11,7 | 11,3 | 12,1 | 1,7 | 4,7 |
| | 90 | 108 | 15,6 | 15,2 | 16,0 | 1,7 | 39,4 |
| Pots | 56 | 60 | 7,8 | 7,4 | 8,2 | 1,4 | 0,0 |
| Fyke net | 52 | 62 | 8,2 | 7,8 | 8,6 | 1,6 | 1,8 |

## Conclusions

The Sechin method has been used so far only to estimate gill net selectivity. However, this paper shows that this method can be also suitable for describing selectivity of trammel nets, pots and fyke nets. This finding is confirmed by previous studies (Fabi *et al*., 2002). Selection of *S. officinalis* by artisanal gears affected only the smallest specimens. In fact, these gears allowed only specimens with $G_{max}$ lower than the mesh size to escape.

Considering the size at maturity between 8.5 and 10 cm ML reported for the Ligurian Sea (Fabi & Sartor, 2001) it would seem that, from a resource-management perspective, the trammel net with 70 mm mesh size is the most suitable gear for the exploitation of this species.

### References

BELCARI P., SARTOR P., SANCHEZ P., DEMESTRE M., TSANGRIDIS A., LEONDARAKIS P., LEFKADITOU E., PAPACONSTANTINOU C. (2002) – Exploitation patterns of the cuttlefish, *Sepia officinalis* (Cephalopoda, Sepiidae), in the Mediterranean Sea. *Bull. Mar. Sci*., **71** (1): 187-196.

FABI G., DE RANIERI S. (1998) – Trammel and gill net selectivity in the Adriatic and Tyrrhenian Sea. *Final Report, Study contract U.E.,* **94** (86): 159 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. *Final Report, Study Contract U.E.*, **98** (86): 105 pp.

FABI G., SBRANA M., BIAGI F., GRATI F., LEONORI I., SARTOR P. (2002) - Set net selectivity for *Lithognathus mormyrus* (L., 1758), *Diplodus annularis* (L., 1758) and *Mullus barbatus* (L., 1758) in the Adriatic and Ligurian sea (central and western Mediterranean). *Fish. Res.*, **54** (3): 375-388.

REIS E.G., PAWSON M.G. (1992) – Determination of gill-net selectivity for bass (*Dicentrarchus labrax* L.) using commercial catch data. *Fish. Res*., **13**: 173-187.

SECHIN Y.T. (1969) – A mathematical model for selectivity curve of a gill net. *Rybn. Khoz*., **45** (9): 56-58.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 644-647

R. Silvestri, G. Maio*, A. Voliani

A.R.P.A.T. - Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana,
Sezione Regionale G.E.A., Via Marradi, 114 - 57126 Livorno, Italia.
*Aquaprogram, Vicenza, Italia.

# NOTA SUL REPERIMENTO DI ESEMPLARI DI *SALMO TRUTTA* L. LUNGO LA COSTA LIVORNESE

## *NOTE ON FINDINGS OF* SALMO TRUTTA *SPECIMENS ALONG LEGHORN'S COAST*

***Abstract***

*Six individuals of* Salmo trutta *L. (Osteichthyes, Salmonidae) have been captured in marine coastal waters near Leghorn in the last 20 years. A mature female of 51 cm TL and 1237,6 g in weight was found. The ovary contained 2410 eggs ready to be spawn. The finding of individuals of this species at sea, which have adapted to complete their life cycle in fresh water in our latitudes, can be probably explained by the excessive deliver of young individuals in inland waters stocking practices, as well as by the Atlantic origin of the delivered material.*

***Key-words:*** *Salmonidae, geographical distribution, Ligurian Sea.*

## Introduzione

*Salmo trutta* è una specie che nei paesi del Nord Europa ha abitudini anadrome, vivendo una gran parte della propria vita in mare e risalendo i corsi d'acqua al momento della riproduzione. Alle nostre latitudini si è adattata a compiere il proprio ciclo vitale interamente in acqua dolce, anche se sporadicamente sono state segnalate catture di esemplari in mare anche in Mediterraneo. E' stata rilevata la presenza di *Salmo trutta* nel Mar Ligure (Vinciguerra, 1919; Torchio, 1961; 1962), nel Golfo del Leone (Audouin e Maurin, 1958; Maurin, 1963), nel Golfo di Venezia (Boldrin e Rallo, 1980), nel Basso Adriatico (Rositani e Rizzi, 1989).

Le segnalazioni riportate in questa nota, le prime per le acque toscane, in particolare quella di una femmina prossima alla deposizione delle uova, contribuiscono ad integrare le conoscenze sulla diffusione del fenomeno della discesa in mare di questa specie.

## Materiali e metodi

Nel corso degli ultimi venti anni, nel tratto di costa di circa 20 km a sud di Livorno, sono state effettuate le catture di sei esemplari di *Salmo trutta*. Tre esemplari sono stati pescati con canna e lenza da parte di pescatori sportivi, uno è stato catturato con reti da posta da un pescatore professionista, un altro con un semplice retino ed infine uno da pescatori dilettanti con una fiocina a mano.

Da tre esemplari, conservati in laboratorio, sono stati rilevati i seguenti dati: lunghezza totale (LT), lunghezza standard (LS), peso (P), altezza massima del corpo (AM), lunghezza del capo (LC); sono inoltre stati calcolati i rapporti LT/AM e LT/LC. Si è proceduto inoltre alla lettura degli annuli di accrescimento delle scaglie per stimare l'età. Infine, di un esemplare, una femmina ovigera, è stato pesato l'ovario,

sono state contate le uova e, di un campione di esse (circa 100), è stato misurato il diametro. Nel caso di quest'ultimo esemplare, sono anche stati rilevati alcuni parametri chimico-fisici delle acque al momento della cattura.

Gli altri tre esemplari, pescati con canna e lenza da parte di pescatori sportivi, sono stati liberati dopo che ne era stata misurata solamente la lunghezza totale.

## Risultati

I dati rilevati relativi a tutti i reperimenti sono riportati in Tab. 1. Procedendo secondo l'ordine della tabella, il primo esemplare è stato catturato con una rete a tremaglio, calata tra Livorno e Quercianella, in località Castel Sonnino, a circa 20 m di profondità, su fondo roccioso. Il secondo esemplare veniva pescato con una canna da pesca da una costa rocciosa in località Lo Scoglietto a Rosignano Solvay. Il terzo è stato catturato con un semplice retino a mano lungo la scogliera della frazione di Antignano; esso presentava un grosso isopode su un fianco e non appariva in buone condizioni fisiche, come dimostra la facilità con la quale è stato catturato. Il quarto e il quinto esemplare sono stati entrambi pescati con una canna da pesca dalla scogliera, il primo all'interno del porticciolo della frazione di Antignano ed il secondo presso il ponte di Calignaia tra Livorno e Quercianella. Infine, l'ultimo dei sei esemplari è stato catturato con una fiocina a mano da un pescatore sportivo alla foce del Torrente Chioma, un piccolo corso d'acqua collinare di soli 9 km di lunghezza, che sfocia in un porto-canale tra Quercianella e Castiglioncello; la trota era una femmina matura di notevoli dimensioni, che, al momento della cattura, ha emesso alcune uova. L'esemplare, seguendo l'istinto di risalire i corsi d'acqua per la riproduzione, stava tentando la rimonta del torrente alla ricerca di un sito riproduttivo del tutto improbabile, considerate le caratteristiche del Torrente Chioma. Quest'ultimo, nel giorno della cattura, era in fase di morbida; tre stazioni di campionamento, situate rispettivamente a 250, 100 e 10 metri di distanza dalla foce, fornivano rispettivamente le temperature di 14,1 °C, 14 °C e 13,9 °C e salinità del 30‰, 26,5‰ e 26,6‰; la temperatura dell'acqua del torrente risultava di 13,1 °C mentre la salinità è risultata nulla o comunque non rilevabile dal conduttimetro; i valori medi di salinità delle acque marine in questa area sono del 36,5-37‰.

Tab. 1 - Data di reperimento e valori morfobiometrici degli esemplari di *Salmo trutta* catturati.
*Date of capture and morphobiometric values of the collected* Salmo trutta *specimens.*

| Esemplare | Data | LT (cm) | LS (cm) | P (g) | AM (cm) | LC (cm) | LT/AM | LT/LC | Età |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Giu. 1984 | 31 | 27,5 | 378,7 | 7,1 | 6,9 | 3,9 | 4,0 | 2+ |
| 2 | Mag. 1987 | 18 | | | | | | | |
| 3 | Giu. 1993 | 19,5 | 16,5 | 47,1 | 3,2 | 5,5 | 5,2 | 3,7 | 1+ |
| 4 | Mag. 1994 | 18 | | | | | | | |
| 5 | Gen. 2000 | 25 | | | | | | | |
| 6 | Dic. 2002 | 51 | 43 | 1237,6 | 10 | 10,6 | 4,3 | 4,1 | 5 |

Una prima analisi esterna su quest'ultimo esemplare permetteva di individuare difetti a livello dell'opercolo, che non copriva completamente la cavità branchiale, e alla pinna pettorale sinistra, che si presentava deforme; in particolare quest'ultima

aveva il difetto nell'accrescimento fino a circa metà pinna, dove era presente una callosità, mentre la parte distale si era accresciuta regolarmente. Alle successive analisi in laboratorio, è risultato che l'ovario riempiva completamente la cavità addominale e aveva un peso di 294,3 g; le uova si presentavano di un colore arancio brillante e, dopo conteggio, sono risultate essere 2.410, con un rapporto del numero di uova per chilo di peso corporeo di 1947, abbastanza alto rispetto all'intervallo di 800-2.000 riportato da Tortonese (1970). La dimensione media delle uova è risultata di 5,6 mm (ds 0,26), esattamente intermedia all'intervallo rilevato, compreso tra 5,0 e 6,2 mm. Lo stomaco e l'intestino sono risultati vuoti.

## Conclusioni

Il rinvenimento di salmonidi in acque marine costiere o nelle zone salmastre non è una cosa rara, soprattutto alla luce della gestione ittiofaunistica delle acque interne così come viene interpretata in molte parti d'Italia. Vista la forte richiesta di *Salmo trutta* da parte del mondo della pesca sportiva, sovente lo strumento principale per raggiungere questo scopo è l'azione di ripopolamento con materiale proveniente da varie fonti. Si sopperisce, infatti, all'elevato prelievo ed alla ridotta capacità portante dell'ambiente con le immissioni della specie oggetto di pesca. Tali immissioni, innalzando fortemente la densità, possono indurre aumento della competizione (interspecifica, intraspecifica ed interpopolazione) e della mortalità, nonché problemi di inquinamento genetico delle popolazioni residenti. Già dagli anni '70 la presenza di trota nel Mediterraneo è stata correlata alle immissioni avvenute nei torrenti (Tortonese, 1970; Bello e Conti, 1982); attualmente tale osservazione appare confermata in considerazione delle massicce immissioni effettuate negli ultimi 20 anni. In particolare, nei fiumi appenninici della Toscana, dove è raro riscontrare aree di riproduzione naturale di *Salmo trutta* (Auteri *et al*., 1993), la pratica delle immissioni, anche di esemplari adulti, da parte delle amministrazioni provinciali è ampiamente diffusa.

Oltre alle considerazioni già esposte, esistono alcuni concreti indizi che le catture descritte siano strettamente connesse alle immissioni in acque dolci, in particolare riguardo all'esemplare di dimensioni maggiori. Il difetto all'opercolo appare infatti congenito, probabilmente dovuto all'alto grado di inincroci a cui gli allevatori sottopongono il parco riproduttori. Inoltre, nel caso di immissione in acque libere di animali adulti o subadulti che sono vissuti in ambienti allevativi con alte densità di stoccaggio fino al momento del rilascio, è normale che siano presenti mutilazioni delle pinne pettorali. Quando questi esemplari sono posti in ambienti liberi (quindi con densità più contenute) le pinne riescono a rigenerarsi, anche se rimangono ben visibili i calli ossei in corrispondenza della cicatrice, come nel caso dell'esemplare descritto. In questo caso, dall'analisi del punto dove è presente la cicatrice nella pinna, si può ipotizzare che la trota sia stata liberata in acqua dolce già adulta, intorno ai 20 cm di LT, sia scesa lungo il corso d'acqua fino al mare e si sia infine adattata alla vita in mare, come dimostra l'ottimo accrescimento in relazione all'età stimata di 5 anni.

I fiumi dai quali le trote potrebbero essere giunte al mare, essendo oggetto di ripopolamento di questa specie nella parte montana, e che presentano le foci più prossime ai punti di cattura, sono il Fiume Cecina a sud (da 6 a 18 mn) e il Fiume Arno a nord (da 12 a 24 mn).

Le cause della discesa a mare e la capacità di adattamento alle condizioni marine sono probabilmente collegate; occorre infatti premettere che in Italia gli allevamenti di *Salmo trutta* utilizzano in molti casi animali di provenienza centro e nord europea

(dove questo tipo di allevamento è molto diffuso), sia come intero parco riproduttori, sia come riproduttori aggiuntivi utilizzati per aumentare la variabilità genetica dello stock proprietario; è quindi lecito supporre che l'origine genetica delle trote fario presenti nei nostri allevamenti risulti frequentemente di tipo atlantico. L'utilizzo di ceppi di probabile origine atlantica (Norvegia, Danimarca) che hanno in alcuni casi la tendenza a migrare verso il mare dopo la fase giovanile, nonché l'abitudine alle semine sovradensitarie, sono quindi verosimilmente le cause che hanno portato individui immessi nelle acque dolci ad essere rinvenuti nelle acque marine costiere.

**Bibliografia**

AUDOUIN J., MAURIN C. (1958) - Note sur la présence du poisson du genre *Salmo* dans le bassin occidental de la Mèditerranèe. *Rev. Trav. Inst. Peches Mar.,* **22** (3).

AUTERI R., ABELLA A., BAINO R., PIRAS A., RIGHINI P., SERENA F., SILVESTRI R., VOLIANI A. (1993) – Popolazioni autoctone di trota fario e modellizazione delle immissioni. *Gestione della Fauna Ittica.* Regione Toscana: 118 pp.

BELLO G., CONTI F.C. (1982) – Reperimento di *Salmo gairdneri* Rich. nel Basso Adriatico. *Riv. It. Piscic. Ittiop.,* **17** (3): 123-124.

BOLDRIN A., RALLO G. (1980) - Reperti interessanti di Osteichthyes nel Veneto e nel Golfo di Venezia. *Lavori Soc. Ven. Sc. Nat.,* **5**: 42-48.

MAURIN C. (1963) - Nouvelles captures de Salmonides en Mediterranèe occidentale. Leur consèguence sur le plan biologique. *Rapp. Comm. Int. Mer. Mèdit.,* **37** (2).

ROSITANI L., RIZZI E. (1989) - Note sul reperimento di *Salmo trutta* L.(Osteichthyes, Salmonidae) nelle acque marine del basso Adriatico. *Oebalia,* **15** (2): 823-825.

TORCHIO M. (1961) - Contributo alla conoscenza di talune forme ittiche del Mar Ligure; II. *Atti Soc. It. Sci. Nat. Mus. Civ. Stor Nat. Milano,* **100** (3): 225-229.

TORCHIO M. (1962) - Contributo alla conoscenza di talune forme ittiche del Mar Ligure; III. *Atti Soc. It. Sci. Nat. Mus. Civ. Stor Nat. Milano,* **101** (2): 103-106.

TORTONESE E. (1970) - *Fauna d'Italia. Osteichthyes (Pesci Ossei).* Calderini, **10**: 1-565.

VINCIGUERRA D. (1919) - La Trota nel Tirreno. *Rass. Pesca.*

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 648-651

N. Ungaro, G. Marano, A.M. Pastorelli, V. De Zio, L. Rositani

Laboratorio Prov. di Biologia Marina, Molo Pizzoli (Porto) - 70123 Bari, Italia.

# NUOVE INFORMAZIONI SULLA FAUNA ITTICA DEL BASSO ADRIATICO

## *NEW INFORMATION ON THE FISH FAUNA OF THE SOUTHERN ADRIATIC SEA*

***Abstract***

*New and updated information on the presence and distribution of three bony fish species in the Southern Adriatic (Mediterranean Sea) is reported. A young individual (123 mm TL) of* Pomatomus saltator *(L.) was collected for the first time in the Gulf of Manfredonia (southwestern Adriatic Sea) during the year 2002.* Sparisoma cretense *(L.) was identified northernmost during the year 2001 with respect to the previous findings.* Saurida undosquamis *(Richardson) was collected for the second time in the basin.*

***Key-words****: fish, geographical distribution, biodiversity, Adriatic Sea.*

## Introduzione

L'Adriatico, per le peculiari caratteristiche geo-morfologiche e talassografiche (Artegiani *et al*., 1997; Manca *et al*., 2001), presenta una fauna ittica distribuita seguendo dei gradienti ambientali ben definiti. La soglia del Canale d'Otranto è la via d'ingresso naturale per alcune specie (Marano *et al*., 1998), soprattutto per quelle ospiti abituali di bacini attigui.

Negli ultimi decenni in tutto il Mediterraneo si sono succedute segnalazioni riferite a nuove "presenze" per determinate aree. I nuovi arrivi sono solitamente legati sia a specie autoctone per il Mediterraneo sia a specie alloctone (Quignard e Tomasini, 2000); nel primo caso s'intendono specie che hanno ampliato l'areale di distribuzione in modo stabile od occasionale, nel secondo caso s'intendono specie non indigene che si sono introdotte nell'area in maniera naturale o per mano dell'uomo (Golani *et al*., 2002).

In questo lavoro si riportano, per il Basso Adriatico, alcune informazioni relative sia al primo caso che al secondo.

## Materiali e metodi

Le informazioni sulla presenza di alcune specie ittiche, e sull'eventuale ampliamento della distribuzione spaziale, derivano da differenti fonti. In questo caso le campagne sperimentali di ricerca nazionali ed internazionali (Relini e Piccinetti, 1996; Bertrand *et al*., 1997), e le notizie ricevute da pescatori, da subacquei e dai ricercatori del settore, hanno contribuito ad aggiornare le conoscenze sull'argomento.

## Risultati

Le nuove informazioni raccolte si riferiscono alle specie *Pomatomus saltator* (L.), *Sparisoma cretense* (L.) e *Saurida undosquamis* (Richardson).

*P. saltator*, specie cosmopolita ed indigena del Mediterraneo (Fischer *et al*., 1987), era stata sinora catturata sporadicamente in Adriatico; in questo bacino le segnala-

zioni erano riferite, sino l'anno 2000, solo ad esemplari adulti e prevalentemente sulla costa orientale. Nel 2000, due giovanili sono stati catturati nelle acque Croate (Kozul *et al*., 2001). Nel dicembre 2002, un esemplare presumibilmente giovane (LT pari a 123 mm) è stato catturato sul versante occidentale dell'Adriatico, nel Golfo di Manfredonia durante una prova di pesca al novellame di sardina, ad una profondità di circa 13 m. Nell'anno precedente, nella stessa area, i pescatori avevano catturato per la prima volta alcuni esemplari adulti della stessa specie. La cattura dei giovani esemplari farebbe presupporre la presenza di una popolazione stabilizzata nell'area. Nella Tab. 1 sono riportati alcuni dati morfometrici relativi all'esemplare giovane raccolto sulla costa sud-occidentale.

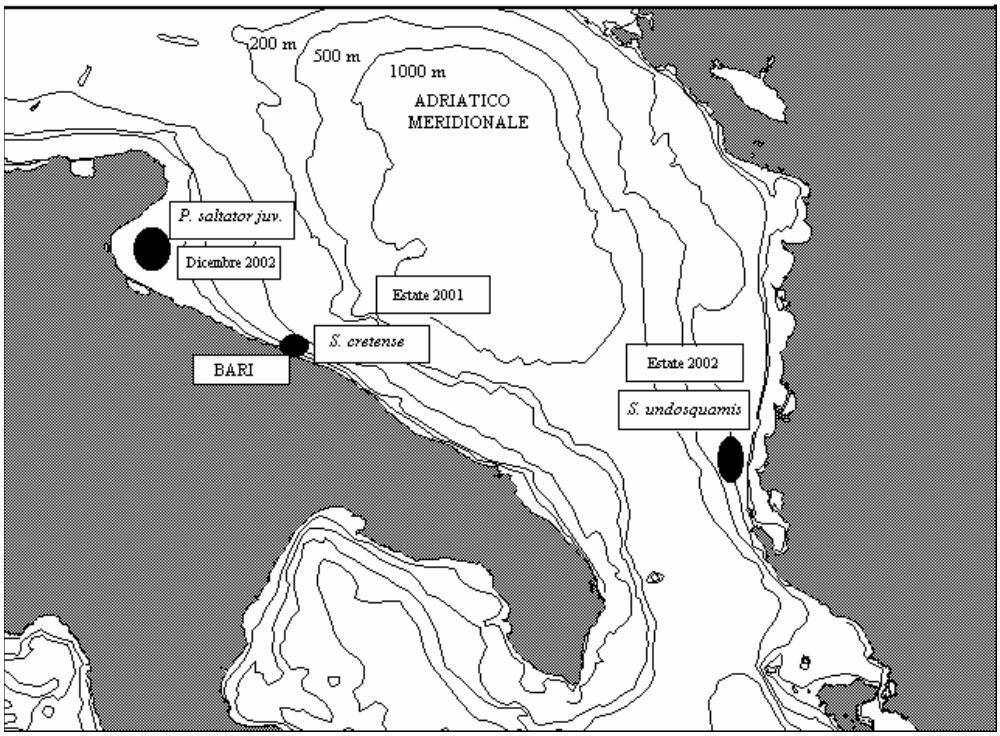



Fig. 1 - Zone e periodi di rinvenimento per le tre specie ittiche nell'Adriatico meridionale (*Pomatomus saltator* – giovanile, *Sparisoma cretense*, *Saurida undosquamis*).

*Timing and finding zones for the three fish species in the Southern Adriatic (*Pomatomus saltator *– juveniles,* Sparisoma cretense*,* Saurida undosquamis*).*

*S. cretense*, specie termofila indigena del Mediterraneo (Fischer *et al*., 1987), non era mai stata segnalata in Adriatico sino l'anno 2000, quando alcuni giovanili sono stati documentati per l'estrema penisola Salentina (Guidetti e Boero, 2001). Nell'estate del 2001 gli Autori del presente lavoro hanno verificato la presenza di un esemplare sub-adulto di *S. cretense* (circa 7-8 cm LT) nelle acque antistanti il porto di Bari, ad una profondità di circa 3 m.

*S. undosquamis* è specie esotica, immigrante lessepssiana (Golani *et al*., 2002). Nel Basso Adriatico era stata segnalata un'unica volta, nel 1995 nelle acque costiere albanesi (Rakaj, 1995). Nell'estate del 2002, un'altro esemplare (260 mm LT) è stato catturato nello stesso bacino durante una cala sperimentale di pesca a strascico, ad una profondità di circa 100 m.

Nella Fig. 1 sono indicate le aree ed i periodi di ritrovamento delle tre specie nel Basso Adriatico.

Tab. 1 - Dati morfometrici relativi all'individuo di *P. saltator* raccolto nel dicembre 2002 nel Golfo di Manfredonia.

*Morphometric data for the* P. saltator *individual collected in the Gulf of Manfredonia during the December 2002.*

| | |
|---|---|
| *Lunghezza totale* | 122,8 mm |
| *Lunghezza furca* | 113,6 mm |
| *Lunghezza standard* | 97,4 mm |
| *Lunghezza opercolo* | 30,8 mm |
| *Diametro Orbita - orizzontale* | 7,5 mm |
| *Diametro Orbita - verticale* | 8,1 mm |
| *Altezza massima* | 30,8 mm |
| *Peso* | 15,8 g |

## Conclusioni

I nuovi dati sulla fauna ittica dell'Adriatico Meridionale aggiungono nuove informazioni sulla biodiversità del Mediterraneo in generale (Relini, 2000) e del gruppo zoologico di riferimento in particolare (Quignard e Tomasini, 2000).

Negli ultimi anni, a partire dall'ultimo decennio del secolo scorso, sono aumentate le segnalazioni circa le modificazioni quali-quantitative della fauna Mediterranea ed dei Mari adiacenti in relazione al presunto riscaldamento progressivo degli Oceani (Ocean Warming) (Francour *et al*., 1994; Querò, 1998).

Anche l'Adriatico non sembra esente da tale fenomenologia, come riportato in alcuni lavori sull'argomento (Dulcic *et al*., 1999).

Sembra comunque necessario seguire nel tempo l'evoluzione di tali processi nell'Adriatico sud-occidentale, sia per verificare l'instaurarsi di popolazioni stabili delle singole specie, come ipotizzato per *S. cretense* (Guidetti e Boero, 2002) e *P. saltator* (presente lavoro), sia per meglio definire le relazioni tra la bio-ecologia delle specie e le caratteristiche talassografiche locali.

### Bibliografia

ARTEGIANI A., BREGANT D., PASCHINI E., PINARDI N., RAICICH F., RUSSO A. (1997) – The Adriatic Sea General Circulation. Part II: Baroclinic Circulation Structure. *J. Physic. Ocean.*, **27**: 1515-1532.

BERTRAND J., GIL DE SOLA L., PAPACOSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (1997) - An international bottom trawl survey in the Mediterranean: the MEDITS programme. *ICES Ann. Sci. Conf. Baltimore* C.M. 1997: Y/03.

DULCIC J., GRBEC B., LIPEJ L. (1999) – Information on the Adriatic ichthyofauna – effect of water warming? *Acta Adriatica*, **40** (2): 33-43.

FISCHER W., BAUCHOT M.L., SCHNEIDER M. (rédacteurs) (1987) - Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la peche. (Revision 1). Méditerranée et Mer Noire. Zone de peche 37. 1. Vertébrés. FAO, Rome, **2**: 761-1530.

FRANCOUR P., BOUDOURESQUE C.F., HARMELIN J.G., QUIGNARD J.P. (1994) – Are the-Mediterranean waters becoming warmer? Information from biological indicators. *Mar. Poll. Bull*., **9**: 523-526.

GOLANI D., ORSI RELINI L., MASSUTI E., QUIGNARD J.P. (2002) – CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean. In: F. Briand (ed), *Fishes*, CIESM Publishers, Monaco: 256 pp.

GUIDETTI P., BOERO F. (2001) – Occurrence of the Mediterranean parrotfish *Sparisoma cretense* (Perciformes: Scardae) in south-eastern Apulia (south-east Italy). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **81**: 717-718.

GUIDETTI P., BOERO F. (2002) – Spatio-temporal variability in abundance of the parrotfish, *Sparisoma cretense*, in SE Apulia (SE Italy, Mediterranean Sea). *Ital. J. Zool.,* **69**: 229-232.

KOZUL V., TUTMAN P., GLAVIC N., GLAMUZINA B., SKARAMUCA B. (2001) – The first record of bluefish fingerling, *Pomatomus salator* (Linnaeus, 1766) (Pisces: Pomatomidae) in the Southeastern Adriatic Sea. *Rapp. Coom. Int. Mer Medit*., **36**: 290 pp.

MANCA B., FRANCO P., PASCHINI E. (2001) - Seasonal variability of the hydrography in the Adriatic Sea: water mass properties and circulation. In: Faranda, Guglielmo and Spezie (eds), *Mediterranean Ecosystems Structures and Processes*, Springer-Verlag, Milano: 45-60.

MARANO G., PASTORELLI A.M., UNGARO N. (1998) – Canale d'Otranto: ambiente e comunità biologiche. *Biol. Mar. Medit.,* **5** (1): 1-11.

QUERO J.C. (1998) – Changes in the Euro-Atlantic fish species composition resulting from fishing and ocean warming. *Ital. J. Zool*., **65** (Suppl.): 493-499.

QUIGNARD J.P., TOMASINI J.A. (2000) – Mediterranean fish biodiversity. *Biol. Mar. Medit*., **7** (3): 1-66.

RAKAJ N. (1995) - Iktiofauna e Shqipërisë. Shtëpia Botuese «Libri Universitar», Tirana: 700 pp.

RELINI G. (2000) – Nuovi contributi per la conservazione della biodiversità marina in Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit*., **7** (3): 173-211.

RELINI G., PICCINETTI C. (1996) - Ten years of trawl surveys in Italian seas (1985-1995). *FAO Fish. Rep*., **533** (Suppl.): 21-41.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 652-656

M. Vallisneri[1], A. Vecchi[1], C. Manfredi[1,2]

[1]Dip. di Biologia Evoluzionistica Sperimentale, Univ. di Bologna, Via Selmi, 3 - 40126 Bologna, Italia.
[2]Lab. di Biologia Marina e Pesca, Università di Bologna, Fano (PU), Italia.

# CICLO BIOLOGICO ANNUALE DI *MERLANGIUS MERLANGUS* (LINNEO, 1758) (OSTEICHTHYES, GADIDAE) IN ALTO-MEDIO ADRIATICO

# *THE BIOLOGICAL CYCLE OF* MERLANGIUS MERLANGUS *(LINNEO, 1758) (OSTEICHTHYES, GADIDAE) IN THE NORTHERN AND MIDDLE ADRIATIC SEA*

***Abstract***

*The study investigates the annual biological cycle of* Merlangius merlangus *(Gadidae, Gadiformes) in the Northern and Middle Adriatic Sea. Findings revealed: a higher growth rate for females, a reproductive period ranging from November to May, and a size at first sexual maturity of 25 cm for females and 24 cm for males at least for 50% of the all specimens examined.*

***Key-words***: Merlangius merlangus*, Gadidae, Adriatic Sea.*

## Introduzione

Il merlano *Merlangius merlangus* (Gadidae, Gadiformes) è distribuito nell'Atlantico nord-orientale, nel mare del Nord, nel Mediterraneo (limitatamente alle coste della Grecia, dell'Adriatico e del Tirreno) e nel mar Nero. Nonostante l'elevato interesse economico sui gadidi, i dati sono ancora insufficienti (Orsi Relini *et al*., 2002), soprattutto relativamente a questa specie (Giovanardi e Rizzoli, 1982). Allo scopo di approfondire le conoscenze della biologia del merlano, ne è stato studiato il ciclo annuale.

## Materiali e metodi

Sono stati campionati con cadenza mensile, fra luglio 2001 e giugno 2002, 379 esemplari pescati da un motopeschereccio commerciale. La pesca è stata effettuata nella zona compresa fra Cesenatico e Goro, utilizzando una rete a strascico tipo tartana con maglie al sacco di 4 cm. Su ciascun esemplare sono stati rilevati i parametri biometrici lunghezza totale (LT, cm) e peso corporeo (P, g). E' stato determinato il sesso (distinguendo tra femmine, maschi ed indeterminati) mediante analisi stereoscopica delle gonadi, successivamente pesate (Pg, g). E' stato calcolato l'indice gonado-somatico (IGS) secondo la formula: (Pg/P-Pg)*100. Lo stadio maturativo è stato assegnato sulla base della scala empirica di Holden e Raitt (1974) modificata (stadio 1: immaturo; 2: in maturazione, 3: in deposizione, 4: post-deposizione).

## Risultati

Da un'analisi complessiva dei dati, si evidenziano:

1) maggiore frequenza cumulativa di esemplari di taglia compresa fra 21 e 24 cm con discreta presenza di esemplari immaturi di piccola taglia (14%) (Fig. 1);

2) accrescimento maggiore delle femmine che raggiungono taglie più elevate dei maschi (taglia massima delle femmine: 33 cm, taglia massima dei maschi 28 cm) (Fig. 1);

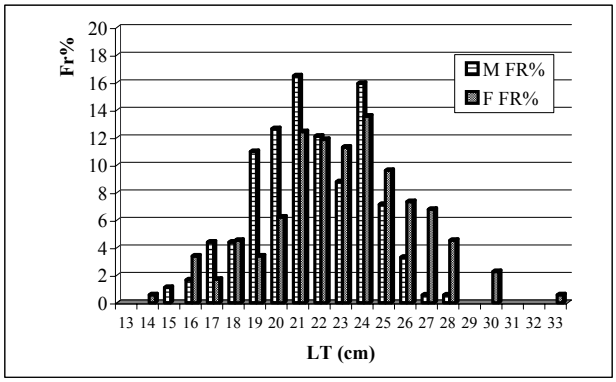



Fig. 1 - Frequenza di distribuzione della taglia nelle femmine e nei maschi di *M. merlangus.*
M. merlangus *female and male size distribution frequency.*

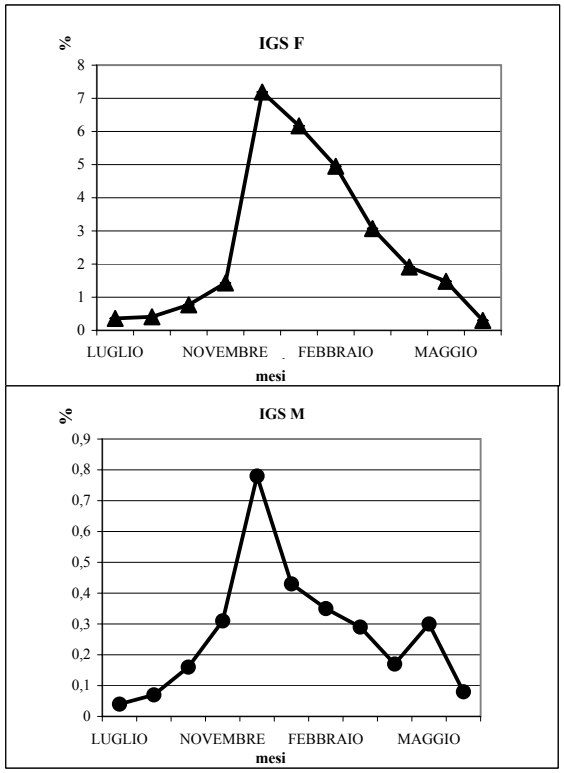



Fig. 2 - Indice gonado-somatico nelle femmine (a) e nei maschi (b) di *M. merlangus.*
*Gonad-somatic index in* M. merlangus *females (a) and males (b).*

3) periodo riproduttivo compreso fra novembre e maggio con picco a dicembre. Questo risultato è fornito sia dall'indice gonado-somatico (Fig. 2) sia dalla presenza di stadi maturativi prossimi alla deposizione o con la deposizione in atto per oltre il 50% degli esemplari (Fig. 3);

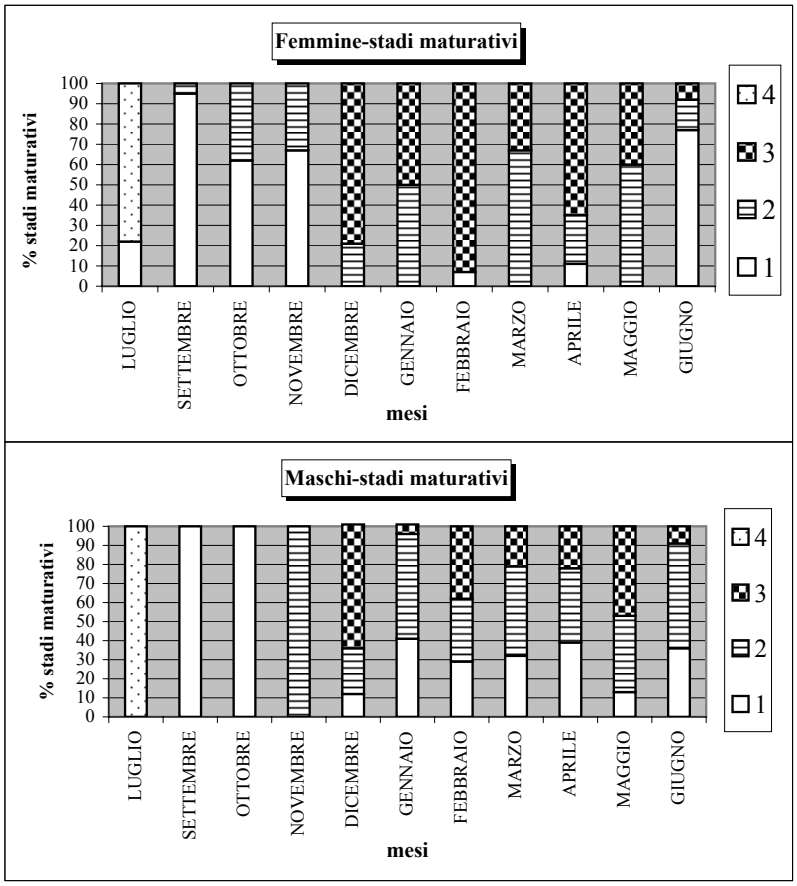



Fig. 3 - Frequenza di distribuzione degli stadi maturativi nelle femmine (a) e nei maschi (b) di *M. merlangus.*

M. merlangus *female (a) and male(b) maturity stage distribution frequency.*

4) taglia di 1° maturità sessuale a 25 cm nelle femmine e a 24 cm nei maschi (Fig. 4). La valutazione della taglia è stata fatta considerando esclusivamente lo stadio 3 di maturazione gonadica (in deposizione) e la presenza di almeno il 50% degli individui.

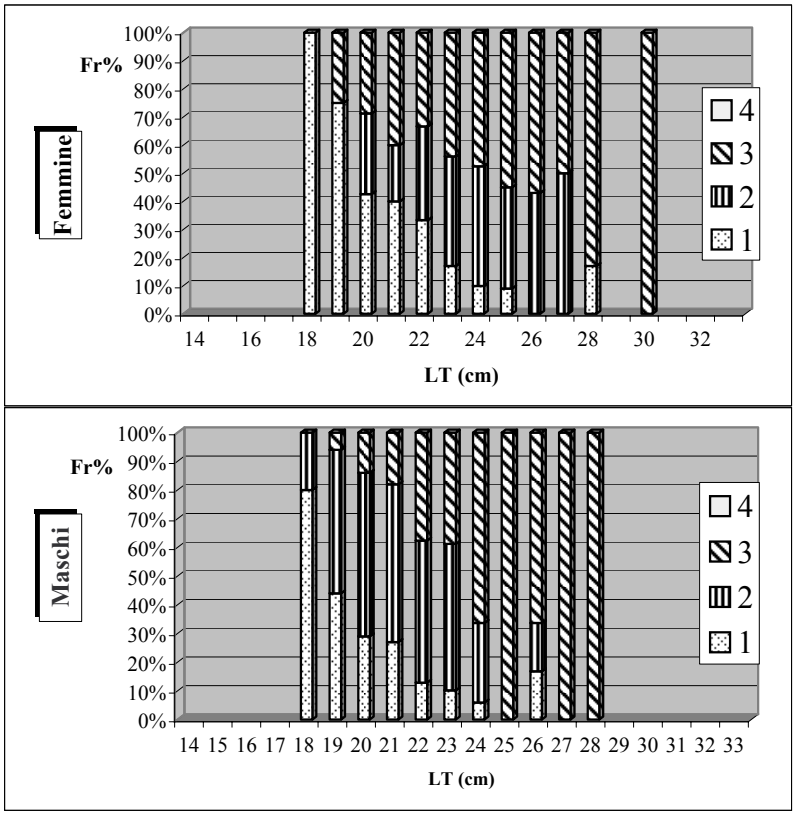



Fig. 4 - Frequenza di distribuzione degli stadi maturativi in relazione alla lunghezza totale (LT cm) nelle femmine (a) e nei maschi (b) di *M. merlangus.*

*Maturity stage distribution frequency in relation to overall length (LT cm) in* M. merlangus *females (a) and males (b).*

## Conclusioni

E' stato delineato il periodo riproduttivo di *M. merlangus*, risultato esteso in un arco di tempo piuttosto lungo, in accordo con l'unico dato relativo al mare Adriatico che lo indica compreso fra la stagione invernale e quella primaverile (Giovanardi e Rizzoli, 1982). Più limitata e posticipata è invece la stagione riproduttiva di *M. merlangus* dell'oceano Atlantico, lungo le coste scozzesi, compresa fra marzo e giugno (Cooper, 1983). Inoltre la lunghezza di prima maturità sessuale (25 cm per le femmine e 24 cm per i maschi) è inferiore rispetto a quella registrata nelle acque scozzesi dell'oceano Atlantico (27,5 cm per le femmine e 25,5 cm per i maschi) (Cooper, 1983). La frequenza di distribuzione nel pescato ha evidenziato la presenza di rilevanti percentuali (14%) di individui prossimi alla deposizione o che ancora non hanno raggiunto la taglia di prima maturità sessuale.

**Bibliografia**

COOPER A. (1983) - The reproductive biology of poor cod, *Trisopterus minutus* L., whiting, *Merlangius merlangus* L., and Norway pout, *Trisopterus esmarkii* Nilsonn, off the west coast of Scotland. *J. Fish Biol*., **22**: 317-324.

GIOVANARDI O., RIZZOLI M. (1982) - Biological data, collected during the Pipeta expeditions, on the whiting, *Merlangius merlangus* (L.) in the Adriatic Sea. *FAO fish. Rep*., **290**: 149-153.

HOLDEN M.J., RAITT D.F.S. (1974) - Manual of fisheries science. *FAO, Fish. Techn. Pap*., **115**.

ORSI RELINI L., PAPACONSTANTINOU C., JUKIC-PELADIC S., SOUPLET A., GIL DE SOLA L., PICCINETTI C., KAVADAS S., ROSSI M. (2002) - Distribution of the Mediterranean hake populations (*Merluccius merluccius smiridus* Rafinesque, 1810) (Osteichthyes: Gadiformes) based on six years monitoring by trawl-surveys: some implications for management. *Sci. Mar*., **66** (Suppl. 2): 21-38.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 657-660

M. Vallisneri, M. Scapolatempo, S. Tommasini

Dipartimento di Biologia Evoluzionistica Sperimentale, Università di Bologna,
Via Selmi, 3 - 40126 Bologna, Italia.

# CICLO OVARICO DEL GAMBERETTO *PALAEMON SERRATUS* (PENNANT, 1777) NEL DELTA DEL PO

# *OVARIAN CYCLE OF THE SHRIMP* PALAEMON SERRATUS *(PENNANT, 1777) IN THE PO RIVER DELTA*

***Abstract***

*The ovarian cycle of* Palaemon serratus *(Crustacea, Decapoda) was studied in a number of specimens caught in brackish waters in the Comacchio wetlands of the Po River delta between March 2000 and March 2001. Qualitative (histological) and quantitative (cytometric) analyses revealed the reproductive period to stretch from March through to June and oviposition to be asynchronous.*

***Key-words***: Palaemon serratus*, reproductive cycle, Adriatic Sea.*

## Introduzione

Il gamberetto *Palaemon serratus* (Pennant, 1777), pur costituendo una specie di discreto interesse economico, è stato poco indagato per quanto attiene la biologia riproduttiva (Felicio *et al*., 2001). In particolare scarseggiano le informazioni in relazione al Mediterraneo (Guerao *et al*., 1994; Guerao e Ribera, 2000) e specialmente ai mari italiani. In tal senso sono state condotte indagini istologiche dell'ovario per poterne delineare il ciclo maturativo e poter quindi meglio definire e valutare la gestione della risorsa.

## Materiali e metodi

I campionamenti sono stati eseguiti mensilmente, utilizzando gli sbarcati commerciali, nelle acque salmastre delle valli di Comacchio presso Porto Garibaldi, da marzo 2000 a marzo 2001. Gli esemplari sono stati fissati *in toto* in formalina neutra tamponata al 4%; successivamente sono stati privati dell'esoscheletro e dissezionati in modo da prelevare gli ultimi metameri del torace ed i primi dell'addome, in cui sono collocate le gonadi. Il materiale così ottenuto è stato fissato in liquido di Bouin, disidratato nella serie ascendente dell'alcool etilico, chiarificato ed incluso in paraffina. Le sezioni, trasversali e seriate di 10 μm di spessore, sono state colorate con emallume di Mayer ed eosina. Su esemplari di lunghezza totale (LT) compresa fra 51 e 60 mm, suddivisi in base al periodo riproduttivo (primavera-estate) e non riproduttivo (autunno-inverno), è stato misurato il diametro di 565 ovociti nucleati mediante analizzatore computerizzato di immagini Leica Qween.

## Risultati

Il ciclo ovarico è stato analizzato sia a livello quantitativo, mediante citometria (Tab. 1), che a livello qualitativo mediante osservazioni istologiche (Figg. 1-3). I risultati ottenuti mostrano che il periodo riproduttivo si estende nel periodo primaverile-

estivo, mentre il periodo non riproduttivo, corrispondente alla riorganizzazione della gonade, si estende nel periodo autunnale-invernale. Durante il periodo non riproduttivo, le cellule germinali mostrano un *range* compreso fra 24 e 153 μm di diametro medio, mentre durante il periodo riproduttivo le cellule germinali mostrano un *range* compreso fra 24 e 733 μm di diametro medio (Tab.1).

Tab. 1 - Variazione del diametro medio degli ovociti (μm) durante il periodo riproduttivo (primavera-estate) e non riproduttivo (autunno-inverno).

*Variations in oocyte diameter (μm) during the reproductive (spring-summer) and non-reproductive (autumn-winter) periods.*

| | **Valli di Comacchio primavera-estate** | **Valli di Comacchio autunno-inverno** |
|---|---|---|
| LT media (mm) esemplari (n=20) | 55,2±0,7 | 54,1±0,9 |
| n.° di ovociti | 147 | 88 |
| diametro medio (mm) | 169 | 75 |
| diametro minimo (mm) | 24 | 24 |
| diametro massimo (mm) | 733 | 153 |
| deviazione standard | 218 | 28 |

La struttura ovarica è caratterizzata da un centro proliferativo. Man mano che gli ovociti (generati nel centro proliferativo) maturano, si spostano verso la periferia aumentando lentamente di dimensione per l'accumulo di tuorlo nel citoplasma (Fig. 1).

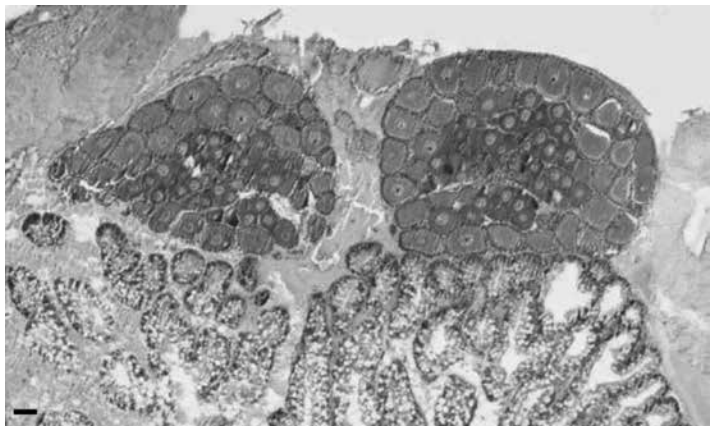


Fig. 1 - Ovari in periodo non riproduttivo, in sezione trasversale. Notare il centro germinativo nella parte centrale della gonade (scala: 100 μm).

*Cross-section of ovaries during non-reproductive period. Note the germinating core at the gonad centre (scale 100 μm).*

Nell'ovario immaturo sono presenti i giovani ovociti in fase di accrescimento iniziale (diametro massimo 120 µm). Nell'ovario in fase di maturazione, gli ovociti aumentano ulteriormente di dimensione per l'accumulo di tuorlo nel citoplasma ed assumono la colorazione blu dell'emallume in quanto basofili (diametro massimo 240 µm). La vitellogenesi accelera rapidamente e le placche vitelline aumentano in numero e dimensioni, finchè queste occupano l'intero citoplasma. L'abbondante accumulo di vitello provoca la distensione dell'involucro follicolare, i cui nuclei di conseguenza si appiattiscono. Gli ovociti sono ora acidofili ed assumono il colorante rosa dell'eosina. Le uova emesse ed ancora adese ai pleopodi della femmina raggiungono le ragguardevoli dimensioni di 700 µm (Fig. 2). Nell'ovario che ha deposto, accanto ad ovociti di piccola dimensione, si possono osservare quadri degenerativi costituiti da ovociti non deposti con i citoplasmi fusi in un sincizio (Fig. 3).

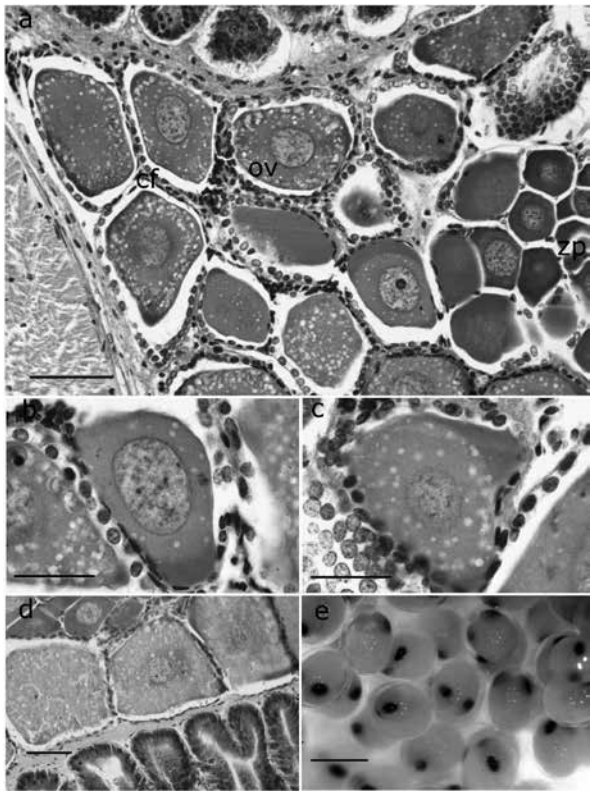



Fig. 2 - Ovari in periodo riproduttivo, in sezione trasversale (a, b, c, d): sono presenti tutti gli stadi dell'ovogenesi. Uova embrionate (e).
Zp: zona proliferativa, ov: ovociti in vitellogenesi, cf: cellule follicolari (scala: a,d: 100 µm; b,c: 50 µm, e: 500 µm).

*Cross-section of ovaries during reproductive period (a, b, c, d): all oogenesis stages may be observed. Embryonate eggs (e). Zp: proliferating zone; ov: oocytes in vitellogenesis; cf: follicular cells (scale: a,d: 100 µm; b,c: 50 µm, e: 500 µm).*

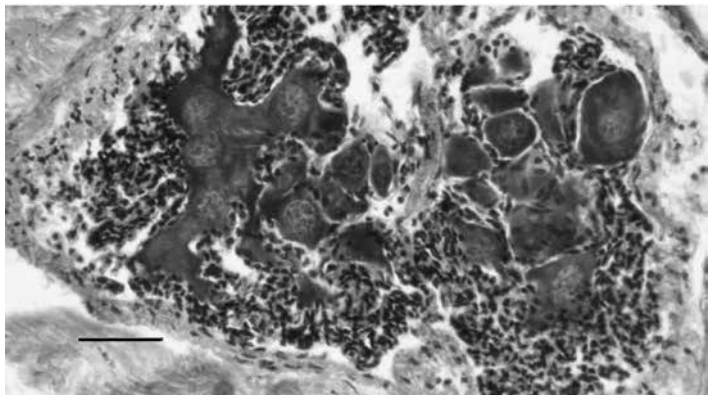


Fig. 3 - Ovari in periodo post-deposizione con ovociti degenerati (scala: 100 μm).
*Ovaries after deposition with degenerated oocytes (scale: 100 μm).*

## Conclusioni

Il periodo riproduttivo è confrontabile con i dati in letteratura, relativi alle coste spagnole e portoghesi (Figueras, 1984; Guerao *et al*., 2000), anche se risulta modificato in relazione alla latitudine, alle condizioni ambientali ed al particolare ambiente di acque salmastre (Felicio *et al*., 2001).

L'architettura dell'ovario, con una zona centrale di proliferazione, è in accordo con la letteratura relativa ad altri Malacostraci (Charniaux-Cotton, 1985).

Il ritrovamento negli ovari delle femmine mature di lotti di ovociti in diversi stadi di sviluppo, come evidenziato sia dai preparati istologici, che dai rilievi citometrici, indica che *P. serratus* ha uno sviluppo ovocitario asincrono, con deposizione frazionata, similmente a quanto descritto per altri Malacostraci (Charniaux-Cotton, 1985).

I quadri istologici che mostrano ovociti degenerati in ovari post-deposizione, potrebbero interpretarsi come deposito di materiale energetico.

### Bibliografia

CHARNIAUX-COTTON H. (1985) - Vitellogenesis and its control in Malacostracan Crustacea. *American. Zoologist.,* **25**: 197-206.

FELICIO M., VIEGAS M., SANTOS P., CARVALHO F. (2001) - Estudio de la actividad reproductora del camaron *Palaemon serratus* capturado en Angeiras (costa norte de Portugal). *Rivista Aquatic,* Especial Congreso Nacional de Acuicultura, **13**.

FIGUERAS A. (1984) - *Biologia y pesca del camaron* (Palaemon adspersus *e* Palaemon serratus) *en la Ria de Vigo*. Tese de Douturamento em Ciencias Biologicas, Universidade de Santigo de Compostela: 177 pp.

GUERAO G., PÉREZ-BAQUERA J., RIBERA C. (1994) - Growth and reproductive biology of *Palaemon xifias* Risso, 1816. *J. Crustacean Biol*., **14** (2): 280-288.

GUERAO G., RIBERA C. (2000) - Population characteristics of the prawn *Palaemon serratus* (Decapoda, Palaemonidae) in a shallow Mediterranean bay. *Crustaceana*, **73** (4): 459-468.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 661-665

S. Vitale, L. Cannizzaro, G. Bono, P. Rizzo, A.M. Beltrano, A. Milazzo

Istituto di ricerche sulle Risorse Marine e l'Ambiente, IRMA-CNR, Sez. dell'Istituto per l'Ambiente Marino Costiero (IAMC), Via L. Vaccara, 61 - Mazara del Vallo (TP), Italia.

# AGE DETERMINATION OF SILVER ROUGHY, *HOPLOSTETHUS MEDITERRANEUS* (CUVIER, 1829) (PISCES; TRACHICHTHYIDAE), IN THE STRAIT OF SICILY

# *DETERMINAZIONE DELL'ETÀ DEL PESCE SPECCHIO,* HOPLOSTETHUS MEDITERRANEUS *(CUVIER, 1829) (PISCES; THACHICHTHYIDAE), NELLO STRETTO DI SICILIA*

***Abstract***

*The main objective of this study was to know the age of silver roughy. A sample of 274 silver roughies* Hoplostethus mediterraneus *(Cuvier, 1829) (Pisces; Thachichthyidae) with a standard length (SL) ranging between 36 and 176 mm was collected. Otoliths increments were interpreted by three different age readers. The maximum age was 11 years in females and 10 years in males. The differences (years) in age estimated by each age reader through statistical tests, showed no significant differences.*

***Key-words:*** Hoplostethus mediterraneus*, age, otoliths, Strait of Sicily.*

## Introduction

Silver Roughy, *Hoplostethus mediterraneus* (Cuvier, 1829) (Pisces; Thachichthyidae), is a benthopelagic cosmopolite fish. This species is usually discarded by the commercial bottom trawlers. The interest in deep-water fishery has increased considerably in the last years, mainly as a result of the trawl fishery in the Strait of Sicily. The biology of Silver Roughy (Gordon *et al*., 1987; Kotlyar, 1980) in Mediterranean Sea was described by Cau & Deiana (1982) and D'Onghia *et al.* (1995). The age of Silver Roughy in Mediterranean Sea was studied in the north-western Ionian Sea (D'Onghia *et al*., 1998). There are many problems in ageing determination for deep water species, but in any case it is necessary that all age determination methods should first be tested by an accepted age validation technique before they are adopted (Beamish & McFarlane 1983; Geffen, 1992). Many validation methods, such as mark-recapture experiments, are not appropriate for deep water fishes. Length frequency analysis and seasonal studies of the nature of the otolith edge have been used but they are only applicable in the young stages (Gordon & Swan, 1996). The main objective of this study was to know the age of Silver Roughy by otoliths rings interpretation.

## Materials and methods

A sample of 274 silver roughies, *Hoplostethus mediterraneus* (Cuvier, 1829), collected during MEDITS program (International bottom trawl survey in the Mediterranean, carried out in the Strait of Sicily in summer 2002) was analyzed. A total of 272 pairs of otoliths were collected from specimens with a standard length (SL) ranging between 36 and 176 mm. The otoliths from specimens up to 60 mm (SL) were ground to obtain thin section for the daily increment analysis. Otoliths from

specimens ranging between 60 to 140 mm (SL) were read as a whole, while otoliths from specimens >140 mm (SL) were cut to obtain 0.5 mm transverse sections (Fig. 1). The distance between nucleus and first annual ring and the distance between nucleus and otolith edge were measured to the nearest 0.1 mm below. Otoliths increments were interpreted by three different age readers. Each age reader interpreted the marks in isolation from the remaining readers, twice. Since this type of age determination is usually based on subjective criteria, graphical and statistical methods were applied to test the consistency of the age determinations (Campana *et al*., 1995). The comparison among the differences (years) estimated by each age reader was tested through parametric (Paired t-test - Linear regression) and nonparametric (Wilcoxon matched-pairs) statistical tests. The age-length key was determined for combined sex. Age frequency tables and age difference plots were produced according to comparing pairs of age determinations estimated by the three different age readers.

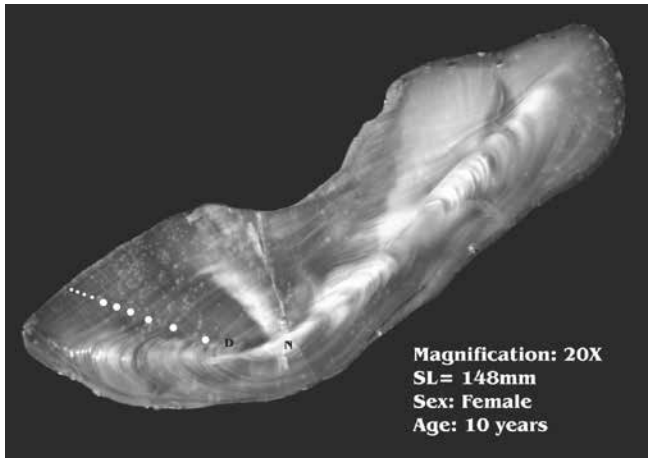



Fig. 1 - Transverse sections of the otolith, *Hoplostethus mediterraneus*.
*Sezione trasversale di otolite,* Hoplostethus mediterraneus.

## Results

The otoliths of Silver Roughy had an irregular shape, with a heart-shaped nucleus. Young specimens were characterized by clear alternated opaque and hyaline bands. As for the old specimens, there were many difficulties in detecting their bands due to the otolith thickness. The age-length key is reported in Tab. 1. 67% of the sample consisted of specimens between 110 and 140 mm SL, whereas specimens ranging from 40 to 100 mm represented the 22% of the sample. A maximum age of 11 years was estimated in females and 10 years in males. These age classes represented the 4.81% of the sample, whereas 48.16% included specimens belonging to 5 and 6 age classes specimens belonging to age classes 5 and 6. The result of the statistical analyses were summarized in Tab. 2. The result of Wilcoxon matched-paired test showed the same distribution of probability among the differences (years) in age estimated by each age reader.

Tab. 1 - Age-length key with combined sex of *Hoplostethus mediterraneus* caught in the Strait of Sicily.

*Chiave Età-Lunghezza a sessi combinati di* Hoplostethus mediterraneus *catturato nello Stretto di Sicilia.*

| Length (mm) | Age (years) | | | | | | | | | | | Total |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | |
| 20 | | | | | | | | | | | | |
| 30 | | | | | | | | | | | | |
| 40 | 1 | | | | | | | | | | | 1 |
| 50 | 1 | | | | | | | | | | | 1 |
| 60 | 1 | | | | | | | | | | | 1 |
| 70 | 1 | 3 | 1 | | | | | | | | | 5 |
| 80 | | 3 | 9 | | | | | | | | | 12 |
| 90 | | | 11 | 3 | | | | | | | | 14 |
| 100 | | | 3 | 17 | 4 | 1 | | | | | | 25 |
| 110 | | | | 9 | 19 | 3 | | | | | | 31 |
| 120 | | | 1 | 3 | 38 | 20 | 2 | | | | | 64 |
| 130 | | | | 1 | 10 | 31 | 14 | 2 | | | | 58 |
| 140 | | | | | | 5 | 14 | 7 | 1 | 2 | | 29 |
| 150 | | | | | | | 4 | 5 | 2 | 4 | | 15 |
| 160 | | | | | | | | 2 | 4 | 1 | | 7 |
| 170 | | | | | | | | | 3 | 2 | | 5 |
| 180 | | | | | | | | | | 1 | 3 | 4 |
| n. specimens | 4 | 6 | 25 | 33 | 71 | 60 | 34 | 16 | 10 | 10 | 3 | 272 |
| average SL | 50.25 | 70.50 | 83.64 | 99.36 | 113.25 | 121.55 | 131.68 | 140.06 | 153.50 | 151.00 | 173.00 | |
| SD | 11.18 | 3.45 | 9.69 | 9,04 | 6.83 | 7.20 | 6.73 | 8,26 | 9.55 | 10.98 | 2.65 | |
| % specimens | 1.47 | 2.21 | 9.19 | 12.13 | 26,10 | 22.06 | 12.50 | 5.88 | 3,68 | 3.68 | 1.10 | |

Tab. 2 - Statistical tests used in comparing pairs of age determinations among three different age readers. Critical values of p (Paired t-test) and Z (Wilcoxon matched pairs test) were 1.96 with p-level>0.05.

*Tests statistici per la comparazione a coppia di età tra tre differenti lettori. Il valore critico di p (Paired t-test) and Z (Wilcoxon matched pairs test) furono 1.96, p-level>0.05.*

| Statistic tests | *Age reader 1 versus Age reader 2* | *Age reader 1 versus Age reader 3* | *Age reader 2 versus Age reader 3* |
|---|---|---|---|
| **Paired t-test** | p= .0695 | p = .183 | p = .649 |
| **Wilcoxon matched pairs test** | Z =1.693 | Z= 1.693 | Z= 1.012 |
| **Linear regression** | Slope =0.87<br>Intercept=0.71<br>$R^2$=0.94 | Slope=0.74<br>Intercept=1.36<br>$R^2$=0.81 | Slope=0.88<br>Intercept=0.64<br>$R^2$=0.91 |

The result obtained by Paired t- test confirmed the result of Wilcoxon matched-paired test. The linear regression analysis (Tab. 2) showed different interpretations of annuli among the readers. Probably, the differences among the age readers in age estimation

of the young and old specimens were due to the different interpretation of the first annulus and to inconsistencies in the interpretations of annuli. The age difference plots (Fig. 2), represented as a distribution of points, show the presence of age estimation bias, particularly between age reader 1 and age reader 3.

| Ager reader 1 (years) | Age reader 2 (years) 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | Total |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 5 | 2 | | | | | | | | | | | 7 |
| 2 | | 7 | 8 | | | | | | | | | | 15 |
| 3 | | 1 | 23 | 13 | | | | | | | | | 37 |
| 4 | | | 1 | 36 | 25 | | | | | | | | 62 |
| 5 | | | | 6 | 39 | 4 | | | | | | | 49 |
| 6 | | | | | 14 | 29 | 1 | | | | | | 44 |
| 7 | | | | | | 8 | 14 | 2 | | | | | 24 |
| 8 | | | | | | | 5 | 9 | | | | | 14 |
| 9 | | | | | | | | 4 | 7 | | | | 11 |
| 10 | | | | | | | | | 1 | 5 | | | 6 |
| 11 | | | | | | | | | 1 | 1 | 1 | | 3 |
| 12 | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | 272 |

| Age reader 1 (years) | Age reader 3 (years) 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | Total |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 5 | | 2 | | | | | | | | | | 7 |
| 2 | | 5 | 6 | 4 | | | | | | | | | 15 |
| 3 | | 4 | 16 | 12 | 5 | | | | | | | | 37 |
| 4 | | | 2 | 26 | 32 | 2 | | | | | | | 62 |
| 5 | | | | 8 | 34 | 7 | | | | | | | 49 |
| 6 | | | | 2 | 17 | 20 | 5 | | | | | | 44 |
| 7 | | | | | 4 | 8 | 10 | 2 | | | | | 24 |
| 8 | | | | | 2 | 1 | 6 | 5 | | | | | 14 |
| 9 | | | | | | | | 5 | 6 | | | | 11 |
| 10 | | | | | | | | 1 | 2 | 3 | | | 6 |
| 11 | | | | | | | | 1 | 1 | | 1 | | 3 |
| 12 | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | 272 |

| Age reader 2 (years) | Age reader 3 (years) 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | Total |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 5 | | | | | | | | | | | | 5 |
| 2 | | 6 | 4 | | | | | | | | | | 10 |
| 3 | | 3 | 20 | 9 | | | | | | | | | 32 |
| 4 | | | 2 | 37 | 16 | | | | | | | | 55 |
| 5 | | | | 6 | 64 | 8 | | | | | | | 78 |
| 6 | | | | | 11 | 24 | 6 | | | | | | 41 |
| 7 | | | | | 3 | 5 | 12 | | | | | | 20 |
| 8 | | | | | | 1 | 3 | 10 | 1 | | | | 15 |
| 9 | | | | | | | | 3 | 5 | 1 | | | 9 |
| 10 | | | | | | | | 1 | 3 | 2 | | | 6 |
| 11 | | | | | | | | | | | 1 | | 1 |
| 12 | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | 272 |

(A) (B)

Fig. 2 - (A) Differences (years) in age estimated between age readers. Each point represent one or more observation of an individual fish; (B) Age frequency tables (years) estimated by age readers. Data show the number of fishes.

*(A) Differenze (anni) nella età stimata tra i lettori. Ogni punto rappresenta uno o più osservazioni per ogni pesce; (B) Tabelle di frequenza dell' età stimata tra i lettori. I dati indicano il numero di pesci.*

## Conclusions

This is only a preliminary contribution to the age determination of the Mediterranean Silver Roughy. The matched-pair tests did not give any satisfactory results in the detection of the age bias. On the contrary, the visual inspection, as age difference plot, and the linear regression analysis established more adequately the age estimation bias between paired age readers. When both age readers were very precise, the results of parametric and nonparametric statistical tests did not show any practical utility. The present results show that the *Hoplostethus mediterraneus* is a long lived species, with a slow growth rate, such several deep water species. Nevertheless, the lack of an accepted age validation technique suggests the necessity of further investigations on the biology and growth of this species.

### References

CAMPANA S.E., ANNAND C.M., MCMILLAN J.I. (1995) - Graphical and Statistical Methods for Determining the consistency of Age Determinations. *Transaction of the American Fisheries Society,* **124**: 131-138.

CAU A., DEIANA A.M. (1982) - Contributo alla conoscenza della biologia di *Hoplostethus medirerraneus* (Valenciennes, 1829) (Osteitti, Bericiformi). *Bollettino della Società Sarda di Scienze Naturali*, **21**: 185-192.

D'ONGHIA G., MATARRESE A., TURSI A., SION L., PANZA M. (1995) - Aspetti della biologia di *Hoplostethus medirerraneus* (Pisces, Osteichthyes) nel Mar Ionio: riproduzione e accrescimento. *Biol. Mar. Medit*., **2** (2): 251-255.

D'ONGHIA G., TURSI A., MARANO C.A., BASANINI M. (1998) - Life history of *Hoplostethus medirerraneus* (Pisces: Beryciformes) from the north-western Ionian sea (Mediterranean Sea). *J. Mar Biol. Ass. U.K.*, **78**: 321-339.

GORDON J.D.M., DUCAN J.A.R. (1987) – Aspect of the biology of *Hoplostethus atlanticus* and *H. mediterraneus* (Pisces: Beryciformes) from the slopes of the rockall trough and the Porcupine Sea Bight (north-eastern Atlantic). *J. Mar Biol. Ass U.K.*, **67**: 119-133.

GORDON J.D.M., SWAN S.C. (1996) – Validation of the age reading from otoliths of juvenile roundnose grenadier, *Coryphaenoides rupestris*, a deep-water macrourid fish. *Journal of Fish Biology*, **49** (Suppl. A): 289-297.

KOTLYAR A.N. (1980) - Age and growth speed of the bigheads, *Hoplostethus atlanticus* and *H. mediterraneus* Cuvier (Trachichthyidae, Beryciformes). In: P.V. Shirshon (ed), *Fishes of the open ocean*: 68-88.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 666-669

C. Viva, P. Belcari*, M. Sbrana*

Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata, V.le N. Sauro, 4 - 57100 Livorno, Italia.
viva@discat.unipi.it
*DSUA, Università di Pisa, Italia.

# BOTTOM TRAWL COD-END SELECTIVITY FOR TWO SPECIES OF TELEOSTS IN THE NORTHERN TYRRHENIAN SEA

## *SELETTIVITA' DEL SACCO DI UNA RETE A STRASCICO DI FONDO PER DUE SPECIE DI TELEOSTEI NEL TIRRENO SETTENTRIONALE*

***Abstract***

*Aim of this study is to assess the cod-end selectivity of trawl net for two species of Teleosts:* Argentina sphyraena *and* Chlorophthalmus agassizi. *During spring and summer 1999, surveys were carried out performing a total of 98 hauls. The selectivity was studied by the covered cod-end method. Cod-end and cover stretched mesh size was, respectively, 35.9 mm and 15.0 mm. The retention probability was estimated by means of logistic curve. For* A. sphyraena *the length at first capture ($L_{50}$) and the selection factor (SF) were 9.9 cm and 2.3 respectively; for* C. agassizi *$L_{50}$ was 10.4 cm and SF 2.5.*

***Key-words****: gear, bottom trawls, northern Tyrrhenian Sea,* Argentina sphyraena*,* Chlorophthalmus agassizi.

## Introduction

One of the principal issues in the management of the living resources of the Mediterranean Sea is made apparent by the multispecific characteristics of the bottom trawl catches. Due to the actual cod-end mesh sizes (40 mm) in use by the trawl fleets in the E.U. Mediterranean country and to landing size restrictions a significant proportion of the catch contains undersized fish, fish with no minimum landing size but commercially important or species with low or insignificant commercial value. The aim of this study is to assess the selectivity of trawl net utilized by the fleet in the northern Tyrrhenian sea in respect of two small species of Teleosts: the lesser silver smelt, *Argentina sphyraena* Linneo, 1758, and the short-nose green-eye, *Chlorophthalmus agassizi* Bonaparte, 1840. These two species represent a non-negligible by-catch of the fisheries which target decapod crustaceans in the northen Tyrrhenian Sea. The catch of a single boat could reach values up to 50 kg/day for *A. sphyraena* and 10 kg/day for *C. agassizi*.

## Materials and methods

Two surveys were carried out in April and July 1999 in the northern Tyrrhenian Sea on muddy bottoms at depths ranging from 70 to 340 m. The selectivity experiment of the commercial trawl net was performed using the covered cod-end method (Sparre and Venema, 1992). A total of 98 hauls were performed, each one lasting 30 minutes. The mesh size of the cod-end was determined using the ICES mesh-gauche, (avg 35.93 mm - 0.58 sd) corresponding to a nominal mesh size of 40 mm. The stretched mesh size of the cover was 15.0 mm. The specimens of the target species were measured (total length, TL) to the nearest half centimetre. The data from the different hauls of the surveys were combined prior to the analysis. The retention pro-

bability (P) in the cod-end was estimated by means of the following logistic selectivity curve:

$$P = \frac{1}{1 + e^{(a-bTL)}}$$

where TL is the total length, a and b are the selectivity parameters.

Sizes at different level of retention in the cod-end ($L_{25}$, $L_{50}$, $L_{75}$), selection factor (SF) and selection range (SR) were calculated according to the model proposed by Leonori and Fiorentini within the "Gruppo Nazionale Metodologie Statistiche" (Lembo, 1999).

## Results

*Argentina sphyraena*. A total of 3673 specimens were caught during the two trawl surveys. The percentage of specimens retained (PR) in the cod-end was 75.22% (2763 individuals); their sizes ranged between 5.0 and 19.5 cm TL and the length frequency distribution exhibited one mode at 13.0 cm TL (Fig. 1). The cover retained 910 specimens ranging between 3.5 and 17.0 cm TL; the length frequency distribution of this fraction showed one mode at 10-11.0 cm size classes (Fig. 1). Considering that in *A sphyraena* the size at first maturity ($L_{50m}$) is 12-13.0 cm TL (Cohen, 1990), the percentage of immature specimens retained represented 30% of the total catch of this species. The selectivity curve and the selection parameters estimated for *A. sphyraena* are reported in Fig. 1 and Tab. 1 respectively.

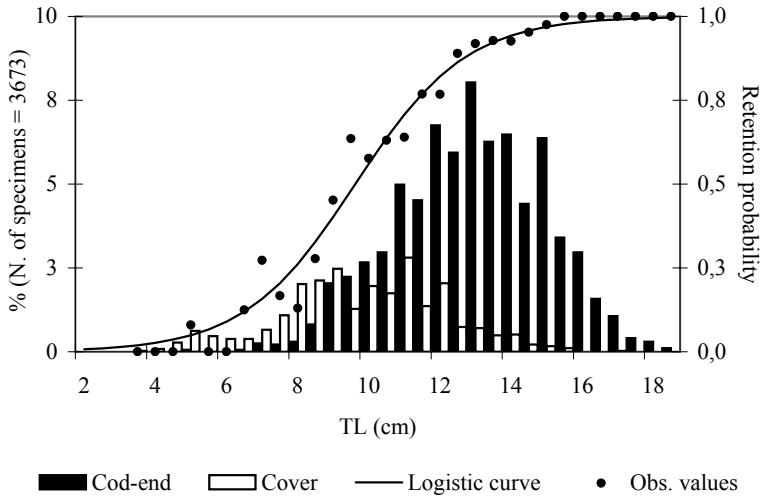



Fig. 1 - Length frequency distributions of the catches of *A. sphyraena* retained in cod-end (black bars) and in the cover (white bars), estimated logistic curve (continuous line) and observed values (black dots).

*Distribuzioni di taglia-frequenza delle catture di* A. sphyraena *trattenute nel sacco (barre nere) e nel coprisacco (barre bianche), curva logistica stimata (linea continua) e valori osservati (punti neri).*

Tab. 1 - Selection parameters for *Argentina sphyraena* and *Chlorophtalmus agassizi*. RP: percentage of specimens retained in the cod-end.

*Parametri di selettività per* A. sphyraena *e* C. agassizi. *RP: percentuale di esemplari trattenuti nel sacco.*

| | *A. sphyraena* | *C. agassizi* |
|---|---|---|
| Total catch (in number) | 3673 | 4626 |
| RP | 75.22 | 24.02 |
| $R^2$ | 0.96 | 0.87 |
| a | -6.32 | -7.86 |
| b | 0.64 | 0.76 |
| $L_{25}$ | 8.16 | 8.94 |
| $L_{50}$ | 9.88 | 10.39 |
| $L_{75}$ | 11.59 | 11.85 |
| Selection factor | 2.75 | 2.89 |
| Selection range | 3.43 | 2.91 |

*Chlorophthalmus agassizi.* The total number of specimens caught was 4626, with a percentage of retention in the cod-end of 24.02% (1111 individuals). Their length ranged between 5.5 and 14.0 cm TL; the length frequency distribution exhibited one mode at 10.0 cm TL (Fig. 2). In the cover were found 3515 specimens ranging between 45 and 11.0 cm TL and with one mode of the size frequency distribution at 7.0 cm TL (Fig. 2).

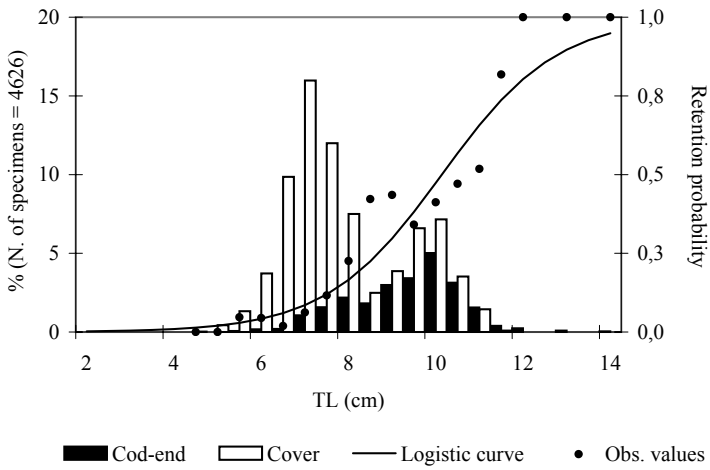



Fig. 2 - Length frequency distributions of the catches of *C. agassizi* retained in cod-end (black bars) and in the cover (white bars), estimated logistic curve (continuous line) and observed values (black dots).

*Distribuzioni di taglia-frequenza delle catture di* C. agassizi *trattenute nel sacco (barre nere) e nel coprisacco (barre bianche), curva logistica stimata (linea continua) e valori osservati (punti neri).*

In *C. agassizi* ($L_{50m}$=10-11.0 cm TL, Cohen (1990)) the percentage of immature specimens retained in the cod-end reached 23% on the total catch of this species. In Fig. 2 and Tab. 1 are reported the estimated selectivity curve and the selection parameters respectively.

## Conclusions

The results of the present study should be useful for the management of the demersal resources in relation to multispecific fishing.

Previous selectivity studies in the Mediterranean (D'Onghia *et al.*, 1998; Ragonese *et al.*, 2002) suggest that for fisheries specialized in decapod crustacean exploitation, only with a substantial increase in mesh size a positive effect on these resources could be obtained. However, if the increase is too large, the effect on the fisheries can face severe economic hardship. Results of this experimental trials demonstrated that in the case of these two small sized species the cod-end mesh size utilised by the trawl fleet of the northern Tyrrhenian Sea is not completely adequate. This not only because a non-negligible percentage of specimens under the first maturity size was retained in the cod-end, but also because the attitude of fishermen to discard adults specimens with size not considered of commercial interest.

### References

COHEN D.M. (1990) - Argentinidae. In: J.C. Quero, J.C. Hureau, C. Karrer, A. Post and L. Saldanha (eds), *Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA)*, JNICT, Lisbon; SEI, Paris; and UNESCO, Paris, **1**: 235-238.

D'ONGHIA G., MASTROTOTARO F., MAIORANO P., BASANISI M. (1998) – Selettività della rete a strascico utilizzata sui fondi di scarpata (250-750 m) dello Ionio (Mediterraneo Centrale). *Biol. Mar. Medit.*, **5** (2): 437-448.

LEMBO P. (1999) – Gruppo nazionale metodologie statistiche: Valutazione delle risorse demersali nei mari italiani. Ministero per le Politiche Agricole, Direzione Generale della Pesca e dell'Acquacoltura. Rapporto Finale.

RAGONESE S., BIANCHINI M.L., DI STEFANO L. (2002) – Trawl cod-end selectivity for deep water red shrimp (*Aristaemorpha foliacea*, Risso 1827) in the Strait of Sicily (Mediterranean Sea). *Fish. Res.*, **57**: 131-144.

SPARRE P., VENEMA S.C. (1992) – Introduction to tropical fish stock assessment. Part1. Manual. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **306.1**, Rev. 1: 376 pp.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 670-674

S. Khériji, M. El Cafsi, W. Masmoudi, M.S. Romdhane*

Faculté des Sciences de Tunis, Département des Sciences Biologiques, Laboratoire de Physiologie animale, Campus universitaire - 1060 Tunis, Tunisie.
*Institut National Agronomique de Tunisie, Agrocampus, Tunis, Tunisie.

# SALINITY EFFECTS ON THE DISTRIBUTION OF THE LIPID CLASS FAs IN *MUGIL CEPHALUS* FRY

# *EFFETTI DELLA SALINITÀ SULLA DISTRIBUZIONE DEGLI ACIDI GRASSI NEGLI AVANNOTTI DI* MUGIL CEPHALUS

***Abstract***

*The analysis of the mass of different fatty acids according to salinity decreasing in* Mugil cephalus *fry, show that salinity have an effect in the fatty acid composition of the lipid classes and particularly the phospholipids(PL) and the triacylglycerols(TAG). In 35 psu, the mass of the polyunsaturated fatty acids(PUFA), particularly the docosahexaenoîc acid(DHA) is more important in TAG (1.8 mg/gww) in comparison with the PL(1,3mg/gww). Conversely, in 0.5psu, the mass of this fatty acid is higher in PL(0.253mg/gww) than in TAG (0.14mg/gww).*

***Key-words:*** Mugil cephalus*, fry, salinity, complex lipids, triacylglycerols.*

## Introduction

*Mugil cephalus* is an euryhalin and eurytherm fish. It's a primary marine species, which spawns in sea, but feeds in freshwater. In Tunisia, fry of this species are widely exploited in stocking the dam reservoirs because of its high commercial value. The transfer of fry from sea to freshwater may lead to physiological modification, especially, the lipid metabolism. In fact the variation of the lipid composition according to salinity, in fishes, was reported by many authors (Roche *et al.*, 1983; Sargent *et al.*, 1989; El Cafsi *et al.*, 2002). The present work concerns the analysis of lipid content and fatty acid composition of lipid class of *Mugil cephalus* fry acclimated at two different salinities.

## Materials and methods

*Culture: Mugil cephalus* fry were collected around Tunis gulf. Fish, mean total length of 25.3 mm, were acclimated during four weeks (n=6) at two salinities (35 and 0.5 psu) at 14 °C.

*Lipid analysis:* Extraction was done according to Folch *et al.* method (1957), modified by Bligh & Dyer (1959). The extracted total lipids were converted to fatty acid methyl esters according to Metcalfe *et al.* (1966).

*Separation of Lipid classes:* Lipid class separation was performed by thin layer chromatography (TLC) on Silica Gel plates according to Wood *et al.* method (1969). For each rearing condition, same volumes of lipid extract from six fishes were pooled. Each lipid class is subjected afterwards to Gas chromatography.

*Gas Chromatography:* Methyl esters of fatty acids were separated using a gas chromatograph HP 4890D with a flame ionization detector and a capillary column (0.25 mm id ~30 m length).

*Statistical analysis:* Data were analysed for significant differences of means, ANOVA, and inspected by Duncan test at the level of $P<0.05$.

## Results

*Salinity effects on the growth of* Mugil cephalus *fry:* In spite of the better mean body weight of full salinity fry, analysis of the growth rate of *Mugil cephalus* fry shows that fish grow better in freshwater (Tab. 1). This result may be related to the initial size of the fishes.

Tab. 1 - Variation of the mean body weight and the growth rate of *Mugil cephalus* fry according to the salinity media. Means with different subscripted letter are significantly different (p<0.05).
*Variazione del peso medio corporeo e tasso di crescita degli avannotti di* Mugil cephalus *in relazione alla salinità. Le medie indicate con lettere diverse sono significativamente differenti (p<0.05).*

| Salinity | Mean body weights (g) | | Growth rate |
|---|---|---|---|
| | First week | Forth week | |
| 35 psu | 0.377[a] | 0.388 [a] | 0.004 |
| 0.5 psu | 0.287 [b] | 0.314 [ab] | 0.009 |

*Salinity effects on the Phospholipid and the triacylglycerol fatty acid composition in* Mugil cephalus *fry:* PL are membrane lipids in comparison with TAG which are lipid reserves. According to Glémet *et al.* (1997), membranes are important mediators of physiological processes. It's therefore important that membranes properties, such as fluidity and permeability, remain optimal under all environmental conditions. Change in the fatty acid composition of PL was reported in various studies. Tocher *et al.* (1995) demonstrated that environmental salinity has direct effects in the fatty acid composition of major glycerophospholipid classes in Atlantic salmon (*Salmo salar*) and turbot (*Scophthalmus maximus*) cells and these effects differ in cells from different fish species. Our results shows that the decrease in the salinity of the media induces the decrease of some PL PUFA such as the C22:6(n-3) and the C20:4(n-3) in freshwater fish where the C22:5(n-3) and the C20:5(n-3) are absent. However there is an increase of the C18:1 (Fig. 1 and 2).

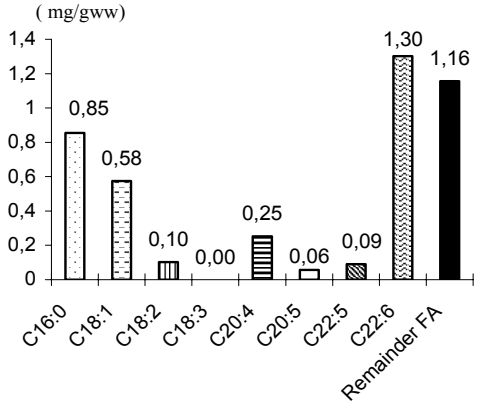



Fig. 1 - Fatty acid composition (mg/g wet weight) of phospholipids at 35 psu.
*Composizioine degli acidi grassi (mg/g di peso umido) dei fosfolipodi a 35 psu di salinità.*

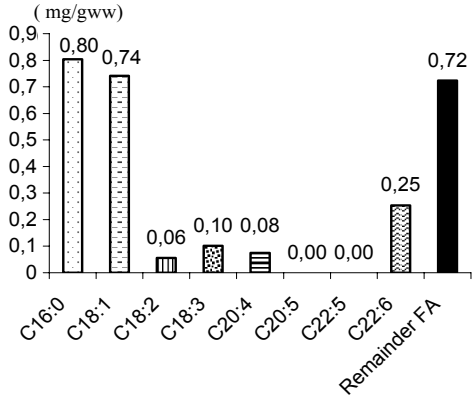



Fig. 2 - Fatty acid composition (mg/g wet weight) of phospholipids at 0.5 psu.
*Composizione degli acidi grassi (mg/g di peso umido) dei fosfolipodi a 0,5 psu di salinità.*

This may explain the decrease of total PL obtained in the same conditions. The TAG, also, are directly affected by the salinity change; they decreased at freshwater and their composition is characterised by the decrease of the majority of the fatty acids (Khériji *et al.*, 2000) (Fig. 3 and 4).

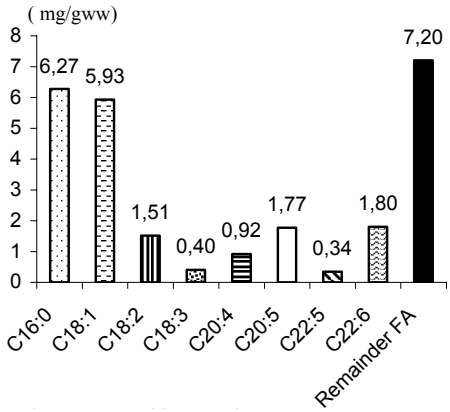



Fig. 3 - Fatty acid composition (mg/g wet weight) of triacylglycerols at 35 psu.
*Composizione degli acidi grassi (mg/g di peso umido) dei triacilgliceroli a 35 psu di salinità.*

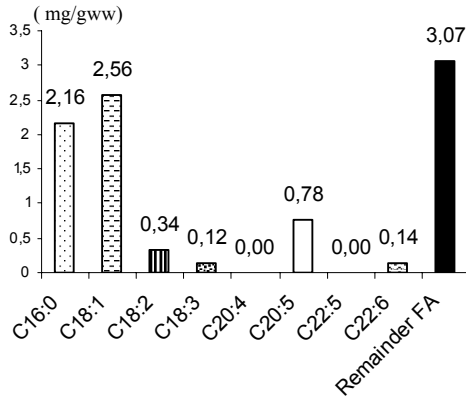



Fig. 4 - Fatty acid composition (mg/g wet weight) of triacylglycerols at 0.5 psu.
*Composizione degli acidi grassi (mg/g di peso umido) dei triacilgliceroli a 0,5 psu di salinità.*

In spite of their adaptation possibility to salinity change, low salinity seems to be a case of salt stress for *Mugil cephalus* fry, which is a primary marine species. We also observed that in full salinity fry, TAG are richer in the majority of PUFA, such as the C22:6, the C22:5, the C20:5, the C20:4 and the C18:3 in comparison with PL. In freshwater, PL are richer only in the DHA and in the Arachidonic acid (AA) than the TAG. It seems that in freshwater there is a redistribution of fatty acids, especially DHA and AA from the TAG to the PL in order to maintain membrane structures and fluidity during salt stress. Tocher and Harvie (1988) found, for the rainbow trout (*Salmo gairdneri*), which is a freshwater fish, that the total lipids, the phosphatidylcholine and the phosphatidyléthanolamine are richer in PUFA (n-3) than the cod (*Gadus morhua*), which is a marine fish.

This change in PL and TAG fatty acid composition may be related to osmoregulation mechanisms; by directly affecting lipid class and fatty acid compositions of cells and thereby altering the membrane environment, and consequently the activities, of enzymes important in the regulation of cellular fluxes such as $Na^+/K^+$-ATPase, salinity may have direct effects on the osmoregulatory processes in fish (Tocher *et al.*, 1994). Those fatty acids seem to be the most important ones that are responsible of membrane fluidity. In fact, it is well known that the hypo osmotic choc induce an osmotic regulation for equilibrating the intra and the extra cellular pressure media in order to stop the eventual water invasion in the cellule. This regulation involves the opening of canals to ensure the fluxes out of electrolytes such as $K^+$ and $Cl^-$ and also, the osmotic organic effectors. The opening of those canals implicates the modification of the structures and thereby the composition of membranes composed essentially by phospholipids. In some species (*Poecilia reticulata* and *Chanos*

*chanos*), and after transition from fresh to seawater, the PL (Phosphatidylcholine and phosphatidylethanolamine) increases. However there is a decrease of neutral lipid in gill, kidney and digestive tract, which are implied in osmoregulation (Daikoku *et al.*, 1982; Borlongan & Benitez, 1992). We can explain also this result by the change in the activity of elongation-desaturation enzymes.Knowing that the direct substrates for the Δ 6 desaturase was the C18:2n-6 and the C18:3n-3; for the C18-20 elongase was the C18:4n-3; for the Δ 5 desaturase was the C20:3n-6 and the C20:4n-3 and for the C20-22 elongase was the C20:4n-6 and the C20:5n-3 (Tocher & Ghioni, 1999), we can suggest for the TAG, that the C18-20 elongase and the Δ 5 desaturase activities were more important in full salinity fry than in freshwater ones. However, the C20-22 elongase activity was more important in freshwater fish. In PL, the same result is observed for the C18-20 elongase and the Δ 5 desaturase activities and it seems that the C20 and C22 fatty acids obtained by C20-22 elongase are directly transformed to C22:6n-3.

## Conclusions

Results show that the mass of various FA varies according to salinity and to the lipid class. We note firstly the decrease of many fatty acids with salinity decreasing in PL and in TAG particularly. In full salinity fry, the mass of the majority of the PUFA is more important in TAG than in PL. Conversely, in freshwater fry, the mass of the DHA and the AA is higher in PL than in TAG. This result translates on the one hand, a direct implication of TAG in the case of salt stress and on the other hand, the change of the cellular membranes lipid composition according to the salinity of the media. This change seems to implicate an osmotic regulation and it's due either to the redistribution of FA between the various lipid classes or to the change in the activity of elongation-desaturation enzymes.

### References

BLIGH E.G., DYER W.J. (1959) - A rapid method of total lipid extraction and purification. *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology*, **37**: 911-917.

BORLONGAN I.G., BENITEZ L.V. (1992) - Lipid and fatty acid composition of milkfish (*Chanos chanos* Forsskal) grown in freshwater and seawater. *Aquaculture*, **104**: 79-89.

DAIKOKU T., YANO I., MASUI M. (1982) - Lipid and fatty acid compositions and their changes in the different organs and tissues of guppy, Poecilia reticulata, on sea water adaptation. *Comparative Biochemistry and Physiology*, **73A**: 167-174.

EL CAFSI M., ROMDHANE MS., CHAOUCH A., MASMOUDI W., KHERIJI S., CHANUSSOT F. (2002) - Qualitative needs of lipids by mullet, *Mugil cephalus*, fry during freshwater acclimation. *Aquaculture*, **225**: 233-241.

FOLCH J., LEES M., SLOANE-STANLEY G.H. (1957) – A simple method for the isolation and purification of total lipids from animal tissues. *Journal of Biological Chemistry*, **226**: 497-509.

GLÉMET H.C., GERRITS M.F., BALLANTYNE J.S. (1997) - Membrane lipids of red muscle mitochondria from land-locked and sea-run Arctic char, *Salvelinus alpinus*. *Marine Biology*, **129**: 673-679.

KHÉRIJI S., EL CAFSI M., MASMOUDI W., ROMDHANE M.S. (2000) - Effets de la salinité et de la température du milieu sur le degrés de saturation des acides gras et sur les différentes catégories lipidiques des alevins de *Mugil cephalus*. *Bulletin de l'institut National des Sciences et technologies de la mer de Salammbô*, **27**: 61-68.

METCALFE L.D., SCHMITZ A.A., PELKA J.R. (1966) - The rapid preparation of fatty acids esters from lipids for gas chromatographic analysis. *Analytical chemistry*, **38**: 514 pp.

ROCHE H., JOUANNETEAU J., PÉRÈS G. (1983) - Effects of adaptation to different salinities on the lipids of various tissues in sea dace (*Dicentrarchus labrax* piscies). *Comparative Biochemistry and Physiology*, **74B**: 325-330.

SARGENT J., HENDERSON R.J., TOCHER D.R. (1989) - The lipids. *Fish nutrition* J.E. Halver, Academic Press, Inc: 153-218.

TOCHER D.R., HARVIE D.G. (1988) - Fatty acid composition of the major phosphoglycerides from fish neural tissues; (n-3) and (n-6) polyunsaturated fatty acids in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) and cod (*Gadus morhua*) brains and retinas. *Fish Physiology and Biochemistry*, **5** (4): 229-239.

TOCHER D.R., CASTELL J.D., DICK J.R., SARGENT J.R. (1994) - Effects of salinity on the growth and lipid composition of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and turbot (*Scophtalmus maximus*) cells in culture. *Fish Physiology and Biochemistry*, **13** (6): 451-461.

TOCHER D.R., CASTELL J.D., DICK J.R., SARGENT J.R. (1995) - Effects of salinity on the fatty acid compositions of total lipid and individual glycerophospholipid classes of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and turbot (*Scophtalmus maximus*) cells in culture. *Fish Physiology and Biochemistry*, **14** (2): 125-137.

TOCHER D.R., GHIONI C. (1999) - Fatty acid metabolism in marine fish: Low activity of fatty acyl $\Delta 5$ desaturation in Gilthead Sea Bream (*Sparus aurata*) cells. *Lipids*, **34** (5): 433-440.

WOOD R., BAYMANN W.J., SNYDER F., MANGOLD H.K. (1969) - Gas-liquide chromatography of dialkyl alkyl acyl and diacyl derivatves of glycerol. *Journal of lipid research*, **10**: 128-131.

*Abbreviations*

FAs=Fatty acids, PL= phospholipids, TAG=triacylglycerols, PUFA=polyunsaturated fatty acids, DHA= docosahexaenoîc acid.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 675-678

L. Ben Abdallah, A. Gaamour, A. El Abed

INSTM. 28, Rue 2 Mars 1934 - 2025 Salammbô, Tunisie.
lotfi.benabdallah@instm.rnrt.tn

# MEAN TOTAL LENGTH GEOGRAPHICAL DISTRIBUTION OF THE BOGUE (*BOOPS BOOPS*, L., 1758) ALONG TUNISIAN COASTS

## *DISTRIBUZIONE GEOGRAFICA PER CLASSE DI LUNGHEZZA DI BOGA (*BOOPS BOOPS*, L., 1758) LUNGO LE COSTE TUNISINE*

***Abstract***

*The bogue (*Boops boops, *L., 1758) represents about 10% of the standing stock of small pelagics off the Tunisian coasts. On the basis of biological samples collected in summer and winter within the framework of acoustic surveys carried out yearly since 1998, depth-size gradient and geographical distribution of relevant size class were studied. Large size were found mainly in deepest water. Two main areas, characterised by the presence of juveniles (TL<13 cm), were found: the first south Cape Bon and the second one south the kerkennah Islands. are more with broad (depth >50 m). This is related to the distribution zones including the nurseries areas which are coastal.*

***Key-words:*** Boops boops*, geographical distribution, Tunisia.*

## Introduction

The bogue is a pelagic species of the family of Sparidae which lives on the continental shelf without a particular preference for the bottom nature. The bogue is a gregarious species, in August it approaches the coastal shallow water whereas in winter, after the spawning period, it migrates to deep water exceeding sometimes the 100 m depth. The bogue is a voracious and omnivorous fish, the diet is composed by shellfish, algae, plankton, benthic organism. The bogue, is a hermaphrodite species. Its spawning period is between February and May (Anato and Ktari, 1983).

The bogue exploitable biomass is evaluated at 10000 tons (Ben Abdallah *et al*., 2000) whereas the landings are only around 1200 tons. The catches are realised between May and November by the "Lamparo" (75%) and the trawl (20%) especially in the North (52%) and the East (46%), (Gaamour *et al*., 2002).

## Materials and methods

Samples of bogue were collected from 1998 to 2003 during acoustic surveys along Tunisian coasts using a mid-water trawl with 7 m vertical opening. A total of 154 samples were collected (41 in winter season and 113 in summer period) and 9543 specimen were treated (2400 in winter season and 5954 in summer period). Fish total length frequency was established and mean total length was determined for each sample. Also, we established the size of the first sexual maturity which is 13 cm (Gaamour *et al*., 2003). Thus, for the analysis of the total mean length geographical distribution, we will consider three class: the first made of juveniles whose size is lower than 13 cm. The second and the third are arbitrary for the medium and large sizes. We gathered together samples from surveys carried out in the summer period and those from surveys carried out in the winter period. An interpolation, kri-

ging, using a spherical model with nugget effect was applied for each season using "Surfer" software.

## Results and conclusions

The juveniles, individuals of the year (age 0+ : G0+), make their appearance in summer season within depths less than 40 m (Fig. 1a) and they will remain in the coastal area during their first year (age 1+ : G1+). After what they migrate to deeper water (Fig. 1a, b). However, the adults (age 2+ : G2+) can be encountered anywhere in each season but with different proportions (Fig. 1a,b,c). Thus, Fig. 2 and Fig. 3 show that the largest specimens (Lt>17 cm) are located between the coast and 100 m depth. This can be explained by the fact that the adults after having achieved the reproduction (February-May) leave the spawning areas towards deeper water. The kriging revealed two areas characterised by the presence of the juveniles exclusively (TL<13 cm), one in the south of the Kerkennah Islands and the other in the south of the Cap Bon zone (Fig. 2).

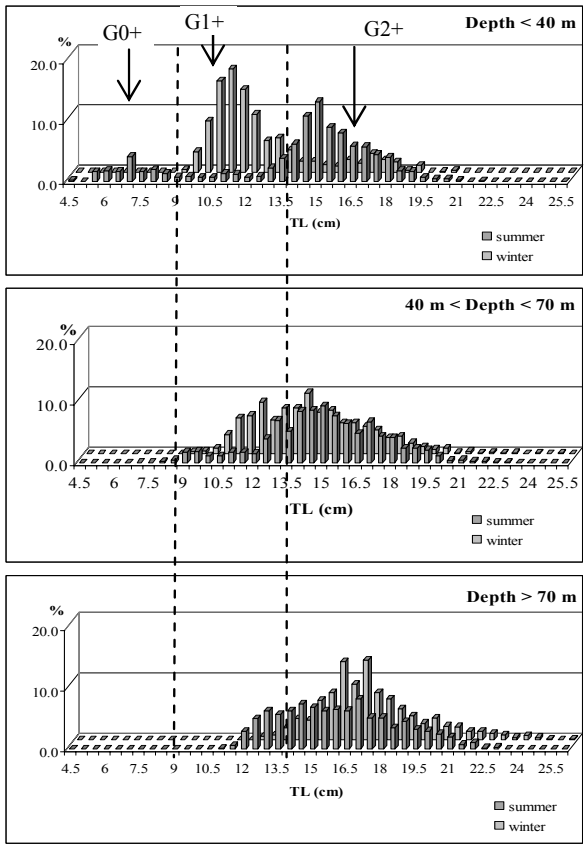



Fig. 1 - Percentage of length frequency distribution by depth (grey: summer, black: winter).
*Percentuale della distribuzione di frequenza della lunghezza in relazione alla profondità.*

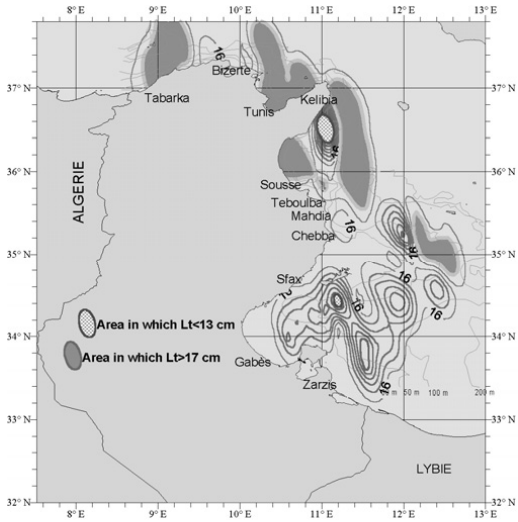



Fig. 2 - Bogue total mean length geographical delimitation in summer season.
*Delimitazione geografica della lunghezza media totale della buga nella stagione estiva.*

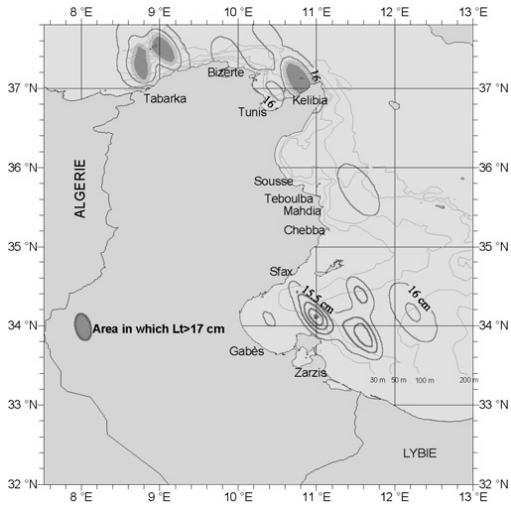



Fig. 3 - Bogue total mean length geographical delimitation in winter season.
*Delimitazione geografica della lunghezza media totale della buga nella stagione estiva.*

These zones confirmed by the character of nurseries deserve all the attentions of protection in order to preserve juveniles of this species and others.

## References

ANATO C.B., KTARI M.H. (1983) - Reproduction de *Boops boops* (Linné, 1758) et *Sarpa salpa* (Linné, 1758), Poissons Téléostéens, Sparidés du golfe de Tunis. *Bull. Inst. natn. scient. tech. océanogr. Pêche Salammbo*, **10**: 49–53.

BEN ABDALLAH L., BEN SALEM S., GAAMOUR A. (2000) - Estimation de la biomasse et distribution des petits pélagiques dans les eaux tunisiennes. Atelier National organisé par le gouvernement tunisien et La JICA sur le développement durable des pêcheries en Tunisie. Mahdia 23-25 octobre 2000: 12 pp.

BEN ABDALLAH L., GAAMOUR A., EL ABED A. (2002) - Variations inter-annuelles des densités absolues des petits pelagiques sur les cotes tunisiennes. *Acts du 9eme Journées Nationales sur les Résultats de Recherches Agricoles en Tunisie*, Nabeul, 12-13 Décembre 2002: 8 pp.

GAAMOUR A., BEN ABDALLAH L., EL AABED A. (2002) - Exploitation des petits pélagiques en Tunisie. *Actes du 9eme Journées Nationales sur les Résultats de Recherches Agricoles en Tunisie.* Nabeul, 12-13 Décembre 2002.

GAAMOUR A., BEN ABDALLAH L., KHEMIRI S., MILI S. (2003) - Études de la Biologie et de l'exploitation des petits pélagiques en Tunisie. Report of the MedSudMed Expert consultation on Marine Protected Areas and Fisheries Management. GCP/RER/010/ITA/MSM-TD-03. *MedSudMed Technical Documents*, **5**: 56-74.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 679-682

S. Ben Salem, A. Gaamour, I. El Abed*, H. Missaoui*, A. El Abed

Institut National des Sciences et Technologies de la Mer, Salammbô, Tunisie.
*Institut National Agronomique de Tunis, Tunisie.

# *CAULERPA TAXIFOLIA* IMPACT ON FISH CATCH IN THE AREA OF CAP BON: PRELIMINARY DATA

# *IMPATTO DI* CAULERPA TAXIFOLIA *SULLA PESCA NELL'AREA DI CAP BON: DATI PRELIMINARI*

***Abstract***

*The aim of this work is the evaluation of changes on fish community caused by the recent colonisation of some areas of Sidi Daoud region (Cap Bon) by the green algae* C. taxifolia*. Experimental trammel net hauls have shown a slight increase of the number of species and mean number of individuals caught when the bottom is covered by* C. taxifolia*. However, the mean weight of catches increases in the control areas (not covered by* Caulerpa*). In term of the frequency of occurrence, 5 species are representative of the* C. taxifolia *area (*Mullus surmuletus*,* Scorpaena scrofa*,* Diplodus sargus*,* Diplodus annularis *and* Scorpaena porcus*) and 2 species are representative of areas not covered by* C. taxifolia *(*Pagellus erythrinus *and* Spicara flexuosa*).*

***Key-words:*** *introduced species,* Caulerpa taxifolia*, algae, fish, Tunisia.*

## Introduction

*Caulerpa taxifolia* is an algae of tropical origin. It has been observed for the first time in the Mediterranean in Monaco in 1984 (Meinesz & Hesse, 1991; Bouderesque *et al.*, 1992). It has been recorded for the first time in Tunisia (Fig. 1) in the beginning of the year 2000 in the roadstead of Sousse (Langar *et al.*, 2000). Then, it appeared during the year 2001 in Sidi Daoud region (Cap Bon) which represents our survey zone (Langar, pers. com.). This zone is situated in the Northwest of the Cap Bon and the Northeast of the gulf of Tunis and is part of the transition zone between the western and oriental basin of the Mediterranean. The seafloor of Sidi Daoud zone is sandy - muddy and sometimes rocky when close to El Haouaria (Lubet & Azzouz, 1969). Considering these specificities, Sidi Daoud is endowed with an important and varied marine population. The most frequent species in the catches are: the stripped red mullet, the red mullet, the common dentex, the white sea bream, the scorpion-fishes, the small pélagics (Sardine, round sardinella) and the scombridae (mackerels, tunas and bonitos) (Abdessalem, 1995).

## Materials and methods

The evaluation of the impact of the green algae *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh on species richness and the productivity of exploitable marine resources was not yet studied along the Tunisian coast. In order to identify changes in species composition and yields of artisanal fleet of Sidi Daoud region due to the presence of *C. taxifolia*, experimental surveys by trammel net (500 m long, 1,5 m depth and 30 mm mesh size) were carried out in stations covered by *C. taxifolia* (C) and those not covered (T). Hauls were made during the night for about 12 h. Species identification and collection of biological parameters (lenght, weight, feeding etc.) of fishes

caught were made. In addition, inquiries were organized in the aim to have the opinion of fishermen in link with the variation of production and species composition, changes of the fishing strategy (gears and fishing zones), changes of some exploitation costs (gasoline, maintenance, etc). Also statistical data were collected to analyze, in the two type of stations, the annual and seasonal evolution of landings and fishing effort (CPUE) and the annual and seasonal evolution of catches value.

In this paper only preliminary results of experimental trammel net surveys are presented.

Tab. 1 - Number of individuals and biomass of the fished species in the two types of stations: with *C. taxifolia* (C) and without *C. taxifolia* (T, Control).
*Numero di ese.mplari e biomassa delle specie pescate nei due tipi di stazione: (C) fondo a* C. taxifolia*, (T, Control) fondale di controllo senza* C. taxifolia.

| | | ***C. taxifolia* C 12/12/2002** | | ***C. taxifolia* C 10/01/2003** | | **T 10/01/2003** | | ***C. taxifolia* C 16/01/2003** | | **T 16/01/2003** | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Species | N. | Weight (g) | N. | Weight (g) | N. | Weight (g) | N. | Weight (g) | N. | Weight (g) |
| C | *Diplodus annularis* (L., 1758) | 1 | 40 | 2 | 64 | | | | | | |
| C | *Diplodus sargus* (L., 1758) | 4 | 225 | | | | | 5 | 218 | | |
| C | *Labrus viridis* L. 1758 | 1 | 78 | | | | | | | | |
| T | *Merluccius merluccius* (L., 1758) | | | | | 1 | 186 | | | | |
| T | *Mullus barbatus* L., 1758 | | | | | 4 | 242 | | | | |
| = | *Mullus surmuletus* L., 1758 | 2 | 262 | | | 1 | 94 | 8 | 792 | | |
| = | *Mustelus mustelus* (L., 1758) | | | | | 1 | 313 | 1 | 764 | | |
| = | *Pagellus erythrinus* (L., 1758) | | | | | 2 | 157 | 3 | 131 | 4 | 270 |
| T | *Raja clavata* L., 1758 | | | | | 4 | 994 | | | | |
| T | *Raja miraletus* L., 1758 | | | | | 1 | 280 | | | | |
| C | *Scorpaena porcus* L., 1758 | 1 | 46 | | | | | 1 | 33 | | |
| C | *Scorpaena scrofa* L., 1758 | 3 | 466 | | | | | 2 | 414 | | |
| C | *Serranus cabrilla* (L., 1758) | | | | | | | 3 | 217 | | |
| T | *Solea vulgaris* Quensel, 1806 | | | | | | | | | 1 | 14 |
| T | *Spicara flexuosa* Rafinesque, 1810 | | | | | 1 | 60 | | | 1 | 55 |
| C | *Spondyliosoma cantharus* (L., 1758) | | | | | | | 1 | 107 | | |
| C | *Synodus saurus* (L., 1758) | | | | | | | 2 | 378 | | |
| T | *Torpedo marmorata* Risso, 1810 | | | | | 3 | 1196 | | | | |
| C | *Trigla lucerna* L., 1758 | 1 | 55 | | | | | | | | |
| | ***Subtotal fishes*** | **13** | **1172** | **2** | **64** | **18** | **3522** | **26** | **3054** | **6** | **339** |
| C | *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 | 1 | 700 | | | | | | | | |
| C | *Sepia officinalis* L. 1758 | | | | | | | 1 | 346 | | |
| | ***Subtotal cephalopods*** | **1** | **700** | **0** | **0** | **0** | **0** | **1** | **346** | **0** | **0** |
| C | *Squilla mantis* L. 1758 | | | | | | | 1 | 20 | | |
| | ***Subtotal crustaceans*** | **0** | **0** | **0** | **0** | **0** | **0** | **1** | **20** | **0** | **0** |
| | ***Total*** | **14** | **1872** | **2** | **64** | **18** | **3522** | **28** | **3420** | **6** | **339** |

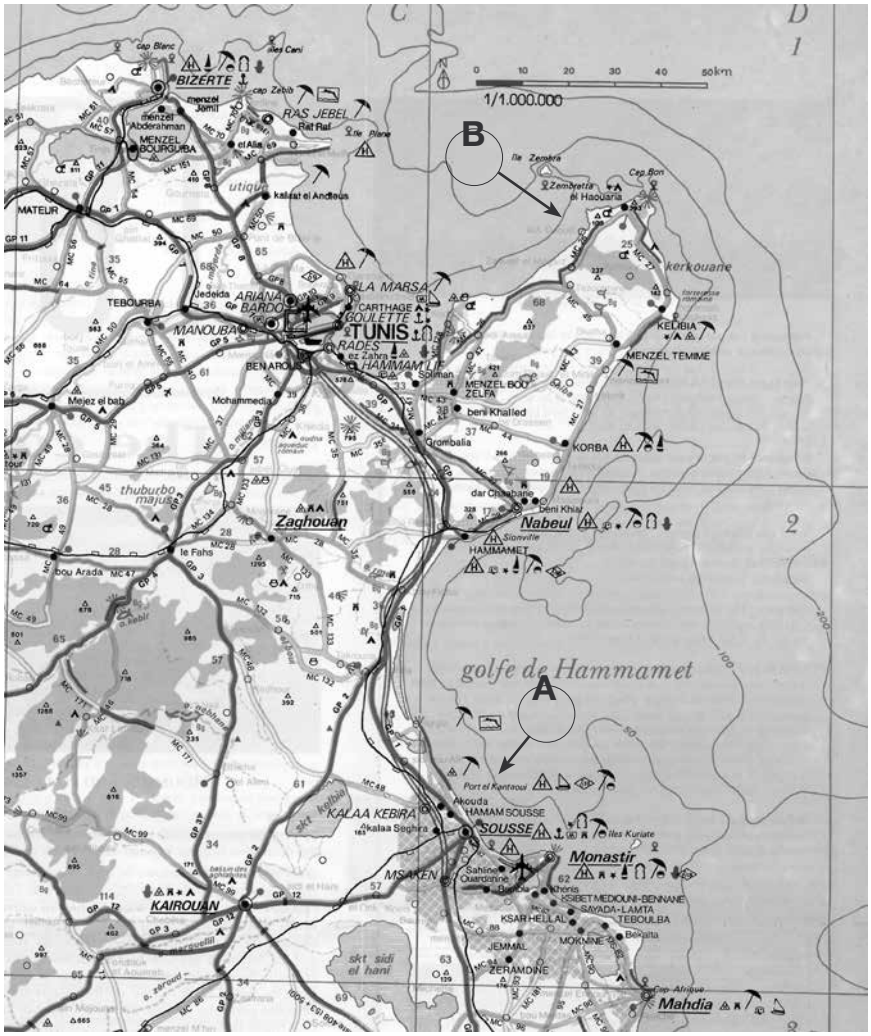



Fig. 1 - Site of first record of *Caulerpa taxifolia* in Tunisia (A). Site of the present study at Sidi Daoud (B).

*Sito di prima segnalazione di* Caulerpa taxifolia *in Tunisia (A). Sito del presente studio a Sidi Daoud (B).*

## Results and conclusions

At this stage of the work, three hauls were made in each type of stations. The 500 m trammel nets caught an average of 1786 g and 15 individuals in the stations covered by *C. taxifolia*. While, in stations T the corresponding values were respectively 1930 g and 12. In term of species composition, a total of 22 commercial species

(19 fishes, 2 cephalopods and one crustacean), were recorded. In stations colonised by *C. taxifolia* 15 species were caught, 12 of them are exclusive to this area and the other ones are common to the two types of stations. However, only seven species were caught in stations T. (Tab. 1).The three common species are *Mullus surmuletus, Pagellus erythrinus* and *Mustellus mustellus*.In term of the frequency of occurrence (in the *C. taxifolia* area the following species were more abundant: *Mullus surmuletus, Scorpaena scrofa, Diplodus sargus, Diplodus annularis* and *Scorpaena porcus*. In areas not covered by the algae the more abundant were *Pagellus erythrinus* and *Spicara flexuosa*). The data obtained show that the fish community in the *Caulerpa* areas is qualitatively richer than in stations not colonised by this algae. But, the yields are greater in these last stations. These preliminary conclusions must be taken with precaution because the study is at its beginning stage and few are the surveys carried out.

**References**

ABDESSALEM F. (1995) - La pêche côtière dans la région nord de la Tunisie. *Cahiers du CERES. Série géographique*, **11**: 173-202.

BOUDOURESQUE C.F., BELLAN-SANTINI D., BELSHER T., DUCLERC J., DURAND-CLEMENT M., FRANCOUR P., HARMELIN-VIVIEN M., HENOCQUE Y., MEINESZ A., PESANDO D., PIETRA F., VERLAQUE M. (1992) - The introduction of the green alga *Caulerpa taxifolia* into the Mediterranean: the repercussions for the indigenous communities. Sixth European Ecological Congress. *Mesogée*, **52**: 88-89.

LANGAR H., DJELLOULI A., BEN MUSTAPHA K., EL ABED A. (2000) - Première signalisation de *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh en Tunisie. *Bulletin de l'Institut National des Sciencs et Techniques de la Mer (Tunisie)*, **27**: 1-8.

LUBET P., AZZOUZ A. (1969) - Etude des fonds chalutables des côtes de Tunisie. *Ann. Sta. Océanogr. Salammbô,* **1**: 56 p.

MEINESZ A., HESSE B. (1991) - Introduction et invasion de l'algue tropicale *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée nord-occidentale. *Oceanologica Acta*, **14**: 71-76.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 683-686

F. Bianchi, F. Acri, F. Bernardi Aubry, E. Camatti

CNR - Istituto di Scienze Marine, Sezione di Venezia, Sistemi Marini e Costieri,
Castello 1364/A - 30122 Venezia, Italia.

# CONTRIBUTO ALLO STUDIO DELL'IDROLOGIA E DEL PLANCTON NELLE ACQUE COSTIERE DELL'ISOLA DI PANTELLERIA

## *CONTRIBUTION TO THE STUDY OF HYDROLOGY AND PLANKTON IN THE COASTAL WATERS OF THE PANTELLERIA ISLAND*

***Abstract***

*In the frame of the establishment of a future marine protected area, in this paper some preliminary data about hydrology and plankton communities of the Pantelleria island are reported. The low concentrations of nutrients and chlorophyll indicated oligotrophic conditions. Phytoplankton were mainly represented by nanoflagellates, dinoflagellates and coccolithophorids. Zooplankton were dominated by poecilostomatoid copepods, pteropods and larval stages of gasteropods and decapods.*

***Key-words:*** *Pantelleria, coastal waters, hydrology, plankton.*

## Introduzione

Allo scopo di tutelare la biodiversità degli organismi marini presenti sui fondali dell'isola di Pantelleria (Albertelli *et al.*, 1995; Giaccone *et al.*, 1994), l'Amministrazione Comunale pantesca ha recentemente avviato l'iter istituzionale per la costituzione di un'area marina protetta. In questo contesto, l'Istituto di Scienze Marine, Sezione di Venezia, ha dato inizio dal 2001 ad un'indagine preliminare sull'oceanografia biologica delle acque costiere dell'isola, propedeutica agli studi di fattibilità necessari per la formalizzazione dell'AMP. La prima campagna, effettuata nel 2001, ha consentito di delinearne le caratteristiche idrologiche e chimiche (Bianchi e Acri, 2003), mentre nel 2002 lo studio è stato esteso alle comunità fito- e zooplanctoniche, i cui risultati vengono qui esposti.

## Materiali e metodi

Dal 27 giugno al 1 luglio 2002, sono state indagate 10 stazioni costiere distribuite sull'isobata dei 50 m (vedi cartina delle stazioni in Bianchi e Acri, 2003); su ciascuna di esse sono stati rilevati profili verticali di temperatura e salinità dalla superficie al fondo mediante sonda multiparametrica, mentre, a quote discrete (5, 20 e 50 m), sono stati prelevati campioni per la stima dei nutrienti disciolti e della biomassa fitoplanctonica (clorofilla *a*). I campioni (in totale 30) sono stati filtrati su filtri Whatman GF/F (porosità nominale 0.7 μm): i nutrienti sono stati analizzati mediante un autoanalizzatore Systea-Alliance, secondo Hansen e Koroleff (1999); per la clorofilla *a* si è seguito il metodo fluorimetrico (Holm-Hansen *et al.*, 1965). Il plancton è stato raccolto su un numero ridotto di stazioni (1, 3, 6 e 9): il fitoplancton è stato prelevato con bottiglie Niskin alle medesime quote discrete, fissato in formalina neutralizzata, e conteggiato mediante invertoscopio secondo Utermöhl (1958) (n. 12 campioni totali); il mesozooplancton è stato raccolto con pescata verticale (50–0 m) per mezzo di retino Apstein dotato di maglia da 200 μm, fissato in formalina neutralizzata e

osservato mediante stereomicroscopio (n. 4 campioni totali). Per entrambe le comunità, sono stati eseguiti sia conteggi di abbondanze numeriche che determinazioni tassonomiche.

## Risultati e conclusioni

Nei punti di studio, il termoclino stagionale era situato a circa 10 metri di profondità, con temperature di 26–27 °C in superficie e di circa 17 °C al fondo. La salinità superficiale media era pari a 37,4 PSU, con una diminuzione attorno ai 10 metri (36,8 PSU), ed un graduale aumento in profondità, fino a 38,0 PSU al fondo.

Analogamente al 2001, i nutrienti erano presenti in basse concentrazioni, con valori medi dell'azoto inorganico disciolto (DIN) pari a 0,70 µM (s.d. = 0,44), dell'ortosilicato e dell'ortofosfato rispettivamente pari a 1,14 µM (s.d. = 0,79) ed a 0,07 µm (s.d. = 0,04). Il carattere oligotrofico delle acque veniva evidenziato anche dai bassi livelli di clorofilla *a*, pari a 0,1–0,2 µg $dm^{-3}$ lungo tutta la colonna d'acqua.

Il fitoplancton variava tra $17\times10^3$ e $88\times10^3$ cell.$dm^{-3}$ ed era composto prevalentemente da: 1) nanoflagellati (46% del totale), con forme indeterminate di 3–4 µm; 2) dinoflagellati (24% del totale), con *Gymnodinium* spp e forme nude indeterminate da 10–20 µm; 3) coccolitoforidei (19% del totale), rappresentati da *Emiliana huxleyi*, *Pontosphaera* sp e forme indeterminate da 10 µm (Tab. 1).

Tab. 1 - Principali taxa fitoplanctonici: valori integrati sulla colonna d'acqua (generi e specie sono espressi come percentuali rispetto ai taxa di appartenenza).
*Main phytoplankton taxa, integrated on the water column (genus and species are reported as percent inside each group).*

| Taxa | | Stazione 1 | Stazione 3 | Stazione 6 | Stazione 9 |
|---|---|---|---|---|---|
| Diatomee | cell. $dm^{-3}$ | 2346 | 2085 | 1982 | 1640 |
| *Cylindrotheca closterium* | % | 12 | 12 | 6 | 19 |
| *Nitzschia longissima f. parva* | % | 9 | 8 | 8 | 44 |
| Dinoflagellati | cell. $dm^{-3}$ | 8647 | 13721 | 12051 | 19186 |
| *Gymnodinium* spp (10 µm) | % | 67 | 47 | 56 | 44 |
| *Gyrodinium* spp (20 µm) | % | 8 | 11 | 4 | 15 |
| *Schripsiella trochoidea* | % | 8 | 10 | 9 | 11 |
| Coccolotoforidei | cell. $dm^{-3}$ | 10755 | 6860 | 12418 | 11931 |
| *Emiliania huxleyi* | % | 14 | 13 | 27 | 20 |
| *Caliptrosphaera* sp | % | 16 | 4 | 3 | 0 |
| *Pontosphaera* sp | % | 24 | 18 | 23 | 23 |
| Indeterminati (10 µm) | % | 40 | 56 | 40 | 52 |
| Nanoflagellati | cell. $dm^{-3}$ | 13748 | 27982 | 29437 | 31072 |
| Criptoficee | cell. $dm^{-3}$ | 1719 | 3368 | 5876 | 3243 |
| Prasinoficee | cell. $dm^{-3}$ | 499 | 416 | 166 | 499 |

La composizione fitoplanctonica tra le quattro stazioni risultava sostanzialmente analoga. Mediamente le abbondanze maggiori sono state osservate al di sotto del termoclino, alle profondità di 20 e 50 m, quote ove sono state rinvenute anche diatomee ticopelagiche (*Navicula cryptocephala*, *Navicula* spp., *Cocconeis scutellum*), specie bentoniche o epifitiche risospese dal fondo.

Lo zooplancton ha evidenziato abbondanze numeriche medie di 790 ind.m$^{-3}$, con un popolamento costituito soprattutto da copepodi (mediamente il 62% del totale), con i calanoidi *Clausocalanus* (40%) e *Paracalanus* (16%) ed i poecilostomatoidi *Oncaea* (21%) e *Corycaeus* (5%) (Tab. 2). Per i restanti taxa, dominavano le larve di gasteropodi e di decapodi e gli pteropodi.

Tab. 2 - Taxa zooplanctonici rinvenuti (i generi e le specie sono espressi come percentuali rispetto al taxa di appartenenza).
*Zooplankton taxa (genus and species are reported as percent inside each group).*

| **Taxa** | | **Stazione 1** | **Stazione 3** | **Stazione 6** | **Stazione 9** |
|---|---|---|---|---|---|
| Copepodi | ind. m$^{-3}$ | 613 | 635 | 139 | 443 |
| *Clausocalanus* spp | % | 42 | 44 | 36 | 38 |
| *Corycaeus* spp | % | 5 | 5 | 5 | 4 |
| *Ctenocalanus vanus* | % | 7 | - | - | - |
| *Oithona plumifera* | % | 6 | - | - | 10 |
| *Oncaea* spp | % | 10 | 26 | 35 | 11 |
| *Paracalanus* spp | % | 18 | 6 | 14 | 25 |
| Cladoceri | ind. m$^{-3}$ | 35 | 76 | 2 | 18 |
| *Evadne spinifera* | % | 19 | 46 | 100 | 86 |
| *Evadne tergestina* | % | 44 | 46 | - | 7 |
| *Penilia avirostris* | % | 37 | 8 | - | 7 |
| Pteropodi | ind. m$^{-3}$ | 611 | 166 | 11 | 37 |
| Larve di decapodi | ind. m$^{-3}$ | 1 | 18 | 8 | 28 |
| Larve di gasteropodi | ind. m$^{-3}$ | 23 | 29 | 7 | 26 |
| Salpidi | ind. m$^{-3}$ | - | - | 19 | 6 |
| Sifonofori | ind. m$^{-3}$ | 9 | 4 | 6 | 29 |

I risultati di questo studio preliminare rappresentano il primo contributo alla conoscenza del plancton delle acque di Pantelleria. Seppure a carattere puntiforme, essi sono sostanzialmente sovrapponibili a quanto riportato in letteratura in aree adiacenti, sia per il fitoplancton (mar Ionio: Socal *et al.*, 1999) che per lo zooplancton (Canale di Sicilia: Aguzzi *et al.*, 2003; Mazzocchi *et al.*, 1997).

**Ringraziamenti**

Un sentito ringraziamento a: Guido Picchetti, Mariella Morselli, Walter Pane, Giorgio Montesi, Alessandra Comaschi, il Centro Immersioni Pantelleria di Maria Ghelia.

**Bibliografia**

AGUZZI L., CARINI V., CUTTITTA A., CAVALCANTE C., MAZZOLA S., BASILONE G., BUSCAINO G., PATTI P., BONANNO A. (2003) - Distribuzione spaziale ed abbondanza del popolamento mesozooplanctonico nel Canale di Sicilia. *Biol. Mar. Medit.,* **10** (2): 975-979.

ALBERTELLI G., CHIANTORE M., DRAGO N. (1995) – Macrobenthic assemblage in Pelagie islands and Pantelleria (Ionian Sea, Mediterranean). *Oebalia*, **21**: 115-123.

BIANCHI F., ACRI F. (2003) - Distribuzione dell'idrochimica nelle acque costiere dell'isola di Pantelleria: risultati preliminari. *Biol. Mar. Medit.*, **10** (2): 650-654.

GIACCONE G., ALONGI G., PIZZUTO F., COSSU A. (1994) - La vegetazione marina bentonica sciafila del Mediterraneo: III. Infralitorale e Circalitorale. Proposte di aggiornamento. *Bool. Acc. Gioenia Sci. Nat. Catania*, **27**: 201-227.

HANSEN H.P., KOROLEFF F. (1999) - Determination of nutrients. In: Grasshoff K., Cremling K., Erhardt M. (eds), *Methods of Seawater Analysis*, Wiley-VCH Verlag: 159-228.

HOLM-HANSEN O., LORENZEN C.J., HOLMES R.W., STRICKLAND J.D.H. (1965) - Fluorometric determination of chlorophyll. *J. Cons. perm. Int. Explor. Mer*., **30**: 3-15.

MAZZOCCHI M.G., CHRISTOU E.D., FRAGOPOULU N., SIOKOU-GRANGOU I. (1997) – Mesozooplankton distribution from Sicily to Cyprus (Eastern Mediterranean): I. General aspects. *Oceanologica Acta*, **20**: 521-535.

SOCAL G., BOLDRIN A., BIANCHI F., CIVITARESE G., DE LAZZARI A., RABITTI S., TOTTI C., TURCHETTO M.M. (1999) - Nutrient, particulate matter and phytoplankton variability in the photic layer of the Otranto Strait. *J. Mar. Sys.,* **20**: 381-398.

UTERMÖHL H. (1958) - Zur Vervollkomnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Limnol*., **9**: 1-38.

Lavoro commissionato dal Comitato Pro Parco Marino di Pantelleria, con i fondi messi a disposizione dal prof. Brian Davies (International Fund for Animal Wellfare, USA).

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 687-690

E. Camatti, F. Bernardi Aubry, A. Comaschi, M. Bressan*, F. Bianchi

CNR, Istituto di Scienze Marine - Sistemi Marini e Costieri, Castello 1364/A - 30122 Venezia, Italia.
*Università di Padova, Dipartimento di Biologia, Via U. Bassi, 58/5 – 35131 Padova, Italia.

# DISTRIBUZIONE DEL PLANCTON ALLE TRE BOCCHE DI PORTO DELLA LAGUNA DI VENEZIA (LUGLIO 2001-GIUGNO 2002)

## *SEASONAL VARIATIONS OF PLANKTON DISTRIBUTION AT THE THREE INLETS OF THE VENICE LAGOON (JULY 2001-JUNE 2002)*

***Abstract***

*Exchanges of phyto- and zooplankton between the Venice lagoon and the Adriatic Sea have been studied from July 2001 to June 2002, by means of contemporary surveys performed at Lido, Malamocco and Chioggia inlets. Phyto- and zooplankton communities showed the highest abundances in summer, the lowest in winter. For most of the year, the phytoplankton charge is higher at flood tide than at ebb tide. On the contrary, zooplankton abundances are higher at ebb tide at Lido and Malamocco, due the new incomer species* Acartia tonsa *Dana.*

***Key-words***: *Venice lagoon, phytoplankton, zooplankton, tide.*

## Introduzione

Nell'ambito del programma CORILA (Quantità e qualità degli scambi tra Laguna e Mare), volto a migliorare la conoscenza sugli effetti delle correnti tidali sui flussi di materiale disciolto e particellato e del plancton in un ecosistema altamente dinamico come la laguna di Venezia e l'antistante Mare Adriatico, l'ISMAR–CNR di Venezia sta svolgendo una serie di campionamenti mensili a lungo termine alle tre bocche di porto. In questo lavoro si espongono alcuni risultati preliminari sulla variabilità a scala tidale delle comunità fito- e zooplanctoniche alle bocche di porto, durante un ciclo annuale (luglio 2001–giugno 2002).

## Materiali e metodi

I campionamenti sono stati effettuati alle bocche di Lido, Malamocco e Chioggia, in marea sizigiale, durante la minima e massima altezza di marea, in condizioni sinottiche mediante rapidi spostamenti tra un'area di campionamento e l'altra.

Il fitoplancton è stato raccolto alla profondità di 5 metri, ritenuta rappresentativa delle condizioni idrologiche della colonna d'acqua (Bianchi *et al.*, in stampa), mediante bottiglie Niskin da 5 l, conservato secondo Zingone (1990) ed analizzato secondo Utermöhl (1958). Il mesozooplancton è stato raccolto mediante pescate oblique dal fondo alla superficie effettuate con un campionatore Clarke Bumpus, con vuoto di maglia di 200 µm. Sui campioni, conservati secondo Mc Even *et al*. (1954), è stata determinata la composizione qualitativa e quantitativa allo stereomicroscopio.

## Risultati

Alle tre bocche, le comunità fitoplanctoniche hanno mostrato una successione stagionale simile ed abbondanze non significativamente diverse, le maggiori in estate,

le minime nel periodo invernale (Fig. 1). Nanoflagellati e diatomee erano i gruppi dominanti in termini di concentrazione numerica (valori medi rispettivamente di 58% e 38% sul totale), mentre dinoflagellati e coccolitoforidi hanno raggiunto complessivamente valori percentuali esigui (3%).

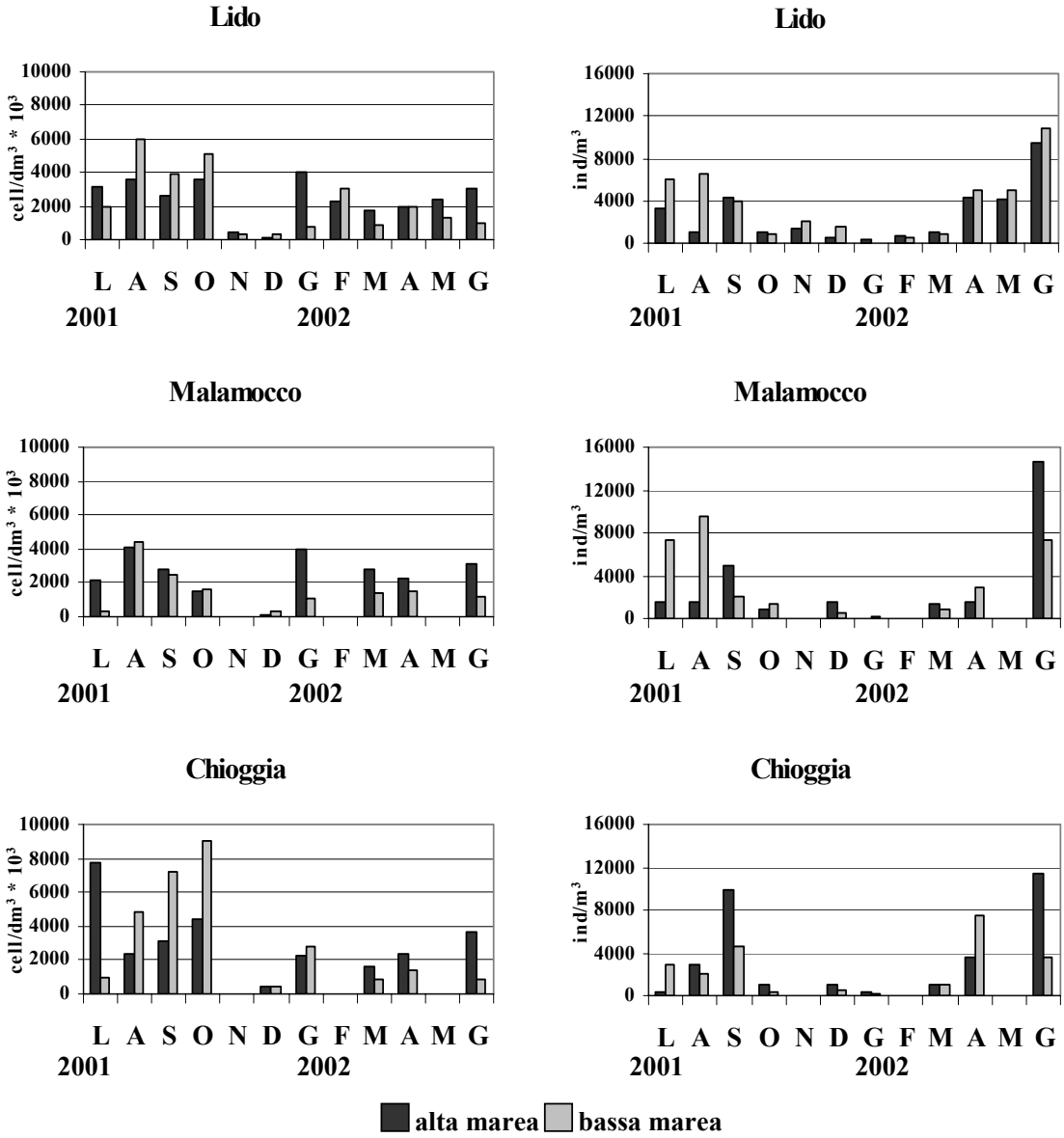



Fig. 1 - Abbondanze mensili di fitoplancton (a sinistra) e zooplancton (a destra) alle tre bocche porto nelle due fasi di marea.

*Annual trend of phytoplankton (left) and zooplankton (right) abundances at the three inlets.*

Per la maggior parte dell'anno il fitoplancton è stato più abbondante in marea entrante, per la presenza di specie neritiche (*Pseudo-nitzschia delicatissima* complex*, Asterionellopsis glacialis, Cerataulina pelagica*), mentre solo nel periodo agosto-ottobre ed in febbraio le abbondanze sono risultate maggiori in marea uscente, per la presenza di specie responsabili di bloom lagunari (*Nitzschia frustulum, Skeletonema costatum*) già descritti in letteratura. Le diatomee ticopelagiche (*Navicula* spp*., Amphora* spp*., Nitzschia* spp.) sono risultate sempre più abbondanti nei campioni di marea uscente.

Anche per le comunità mesozooplanctoniche si è evidenziato un ciclo stagionale, con massimi di abbondanza nella stagione più calda in tutte e tre le bocche (Fig. 1). In particolare, alle bocche di porto di Lido e Malamocco, in marea uscente, le specie termofile provenienti da aree interne della laguna (soprattutto il copepode di recente rinvenimento *Acartia tonsa*), rendono lo zooplancton più abbondante rispetto a quello di marea entrante.

Il confronto tra la composizione delle comunità mesozooplanctoniche alle tre bocche di porto ha messo in luce marcate differenze soprattutto in marea uscente: se a Malamocco infatti la comunità di acque uscenti appare dominata dal copepode *A. tonsa*, caratteristico di aree prossime alla gronda, al Lido il popolamento zooplactonico si identifica come tipico di acque costiere per le elevate abbondanze di *Acartia clausi*; a Chioggia le popolazioni si presentano più eterogenee e con abbondanze minori in fase di marea uscente.

## Conclusioni

Complessivamente le due comunità prese in esame hanno mostrato un andamento stagionale tipico caratterizzato, per entrambe, da minimi di abbondanza nella stagione invernale e da massimi estivi; per il fitoplancton, si è osservata una ripresa vegetativa nel periodo tardo-invernale.

La composizione dei popolamenti zooplanctonici è risultata diversa sia alle tre bocche che nelle opposte fasi tidali. La bocca di porto di Malamocco è risultata l'unica in cui il popolamento di marea uscente rispecchia quello tipico dell'area di gronda lagunare; al Lido la comunità riflette quella dell'area del bacino antistante la bocca di porto dove risiedono specie di acque marino costiere, mentre la comunità alla bocca di porto di Chioggia presenta in generale caratteristiche più simili a quelle delle acque costiere del Nord Adriatico. Questo differenziamento spaziale e tidale non si è invece osservato per il fitoplancton, per lo più caratterizzato da specie ad ampia valenza ecologica.

Il presente lavoro ha consentito di fornire per la prima volta un quadro descrittivo completo delle comunità planctoniche su tutte e tre le bocche di porto della Laguna di Venezia, dando così un contributo innovativo rispetto a studi condotti nella stessa area in anni precedenti (Cioce *et al.,* 1979; Socal, 1981; Socal *et al.,* 1985; Comaschi Scaramuzza e Dalla Palma, 1988).

### Bibliografia

BIANCHI F., RAVAGNAN E., ACRI F., BERNARDI AUBRY F., BOLDRIN A., CAMATTI E., CAMPESAN G., CASSIN D., COMASCHI A., TURCHETTO M., VAN VLEET E., BRESSAN M. (in stampa) - Variability and fluxes of hydrology, nutrients and particulate matter between the Venice Lagoon and the Adriatic Sea. Prelinimary results (years 2001-2002). *J. Mar. Sys.*

COMASCHI SCARAMUZZA A., DALLA PALMA M. (1988) – Studio di popolazioni di copepodi planctonici nel bacino centrale della laguna veneta. Agosto 1978–Settembre 1980. *Archo. Oceanogr. Limnol*., **21**: 73-93.

CIOCE F., COMASCHI SCARAMUZZA A., LOMBARDO A., SOCAL S. (1979) – Hydrological and biological data from the Northern basin of the Venice lagoon. June 1977–June 1978. *Atti Ist. veneto Sci. Lett. Arti*, **137**: 309-342.

MC EVEN G.F., JOHNSON M.W., FOLSOM T.H. (1954) - A statystical analysis of the performance of the plankton Folsom splitter, based upon tests observations.. *Arch. Met. Geophys. Bioklim*., **7**: 502-527.

SOCAL G. (1981) - Nota sulla distribuzione quantitativa del fitoplancton nel bacino settentrionale della laguna di Venezia, giugno 1977–giugno 1978. *Atti Ist. Veneto Sci. Rapporti Studi*, **8**: 105-119.

SOCAL G., GHETTI L., BOLDRIN A., BIANCHI F. (1985) - Ciclo annuale e diversità del fitoplancton nel porto-canale di Malamocco. Laguna di Venezia. *Atti Ist. veneto Sci. Lett. Arti*, **143**: 15-30.

UTERMÖHL H. (1958) - Zur Vervollkomnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Limnol*., **9**: 1-38.

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**: 183-198.

Lavoro svolto grazie al finanziamento concesso dal CORILA nell'ambito del programma di ricerca 2000-2004 sulla laguna di Venezia (linea 3.5, wbs 2, contratto 615/00).

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 691-694

A.R. Cardona, M.G. Giacobbe[1], A. Lugliè[2], A. Milandri[3], R. Poletti[3], E. De Domenico, M.M. Yakimov[1]

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina, Salita Sperone, 31 - 98166 Messina, Italia.
[1]Istituto per l'Ambiente Marino Costiero - C.N.R., Sezione Talassografico, Spianata S. Raineri, 86 - 98122 Messina, Italia.
[2]Dipartimento di Botanica ed Ecologia Vegetale, Università di Sassari, Via Muroni, 25 - 07100 Sassari, Italia.
[3]Centro di Ricerche Marine, Laboratorio Nazionale di Riferimento per le Biotossine, Via Amerigo Vespucci, 2 - 47042 Cesenatico, Forlì, Italia.

# PRODUZIONE DI PSTs IN CLONI DI *ALEXANDRIUM MINUTUM*: CONFRONTO FRA COLTURE IN ASSENZA E IN PRESENZA DI BATTERI

# *PSTs PRODUCTION IN* ALEXANDRIUM MINUTUM *CLONES: COMPARISON BETWEEN AXENIC AND NOT AXENIC CULTURES*

***Abstract***

*Clones of* Alexandrium minutum *(Dinophyceae) from three Mediterranean sites were cultured in axenic condition to investigate the ability to produce Paralytic Shellfish Toxins (PSTs). After the treatment they were tested for residual bacteria. Subsequent analysis using high performance liquid chromatography showed different toxin profile in bacteria-free and control cultures.*

***Key-words:*** Alexandrium minutum*, Paralytic Shellfish Poisoning, axenic culture.*

## Introduzione

La produzione di Paralytic Shellfish Toxins (PSTs) è stata attribuita a dinoflagellati appartenenti ai generi *Alexandrium, Gymnodium* e *Pyrodinium*. Anche alcuni cianobatteri sono stati identificati come implicati nella produzione di PSTs così come alcuni generi batterici (Gallagher e Smith, 1999). Le PSTs sono costituite da saxitossina e da almeno 20 dei suoi derivati che variano anche per tossicità. E' stato suggerito che batteri associati con i dinoflagellati, sia in ambiente naturale che in laboratorio, possono influenzare la produzione di PSTs del dinoflagellato, sebbene diversi Autori abbiano presentato risultati discordanti riguardo la suddetta influenza. Alcuni autori riportano una maggiore tossicità nelle colture libere da batteri (Boezar *et al*., 1988), mentre altri mostrano risultati opposti (Doucette e Powell, 1998). Tali studi si basano sulla produzione e sul mantenimento di colture axeniche. Le ricerche esposte in questa sede sono relative alla produzione ed al mantenimento di colture axeniche di dinoflagellati appartenenti alla specie *Alexandrium minutum* e successiva analisi delle tossine, allo scopo di mettere in evidenza una eventuale differenza nel profilo della tossicità in assenza ed in presenza di batteri.

## Materiali e metodi

I dinoflagellati oggetto di studio sono cloni di *A. minutum* tossico (Gonyautoxins: GTX4, GTX1, GTX3, GTX2) isolati da tre diverse aree del Mar Mediterraneo (area portuale di Siracusa: A4, A5; Mar Piccolo di Taranto: B5; area portuale di Olbia: OL2, OL4). Tutte le colture sono state mantenute in terreno f/2 senza silicio (Guillard, 1975) in una camera fotoperiodica con ciclo di 12 ore giorno-notte e tempe-

ratura di 17 °C. Una aliquota di ciascuna coltura in fase di crescita esponenziale è stata trattata allo scopo di ottenere colture axeniche. Sono state adottate due diverse metodiche, leggermente modificate rispetto al protocollo proposto dagli autori: lisozima/SDS (Doucette e Powell, 1998), e trattamento con antibiotici (Hold *et al*., 2001). Per verificare l'assenza di batteri coltivabili nelle colture trattate, sono stati impiegati diversi terreni di coltura (Marine Agar 2216, ONR7a con acetato, ONR7a con piruvato, ONR7a con estratto di lievito). Il numero limite di UFC (Unità Formanti Colonia) che viene individuato con la tecnica dello *spread plate* è di circa 10 UFC/ml (Hold *et al*., 2001). Inoltre è stata effettuata una PCR per amplificare il rDNA 16S usando i primers universali 533F (5'-GTGCCAGCMGCCGCGGTAA-3') e 1492R (5'-GGTTACCTTGTTACGACTT-3') (Jensen *et al.,* 1993). Le colture di *A. minutum* trattate con antibiotici e le colture non axeniche, sono state utilizzate in fase esponenziale di crescita per l'analisi delle tossine tramite High Performance Liquid Chromatography (Oshima, 1995; Giacobbe M.G. *et al*., 2003).

## Risultati

Dei due metodi usati per ottenere colture axeniche, il trattamento con lisozima e SDS non ha dato un risultato utile alla prosecuzione dell'esperimento, infatti le microalghe hanno prodotto, in particolare come reazione al Sodio Dodecil Solfato (SDS), secrezioni extracellulari aggreganti. Per ciò che concerne il trattamento con antibiotici, la miscela usata era: gentamicina (240 µg/ml), streptomicina (25 µg/ml) e penicillina (20 unità/ml); dopo un periodo di incubazione di 7 giorni la concentrazione degli antibiotici è stata aumentata di un terzo. L'analisi delle colture trattate ha messo in evidenza che la dose crescente di antibiotico inibiva la crescita batterica portando tuttavia ad una modificazione morfologica molto evidente della cellula di *A. minutum*. Dopo 10 giorni di incubazione sui diversi terreni di coltura usati non è stata rilevata crescita alcuna; non è nemmeno stato identificato alcun prodotto di PCR di 16S rDNA per le colture di dinoflagellati trattate con antibiotici, ciò induce a pensare ad un'inibizione della crescita batterica.

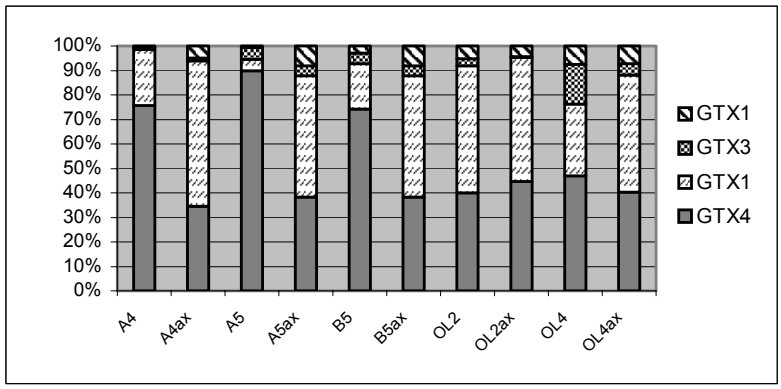



Fig. 1 - Variazione del profilo di tossicità in colture di *A. minutum*; ax.= axenica
*Variation of toxicity profile in* A. minutum *cultures; ax.= axenic*

Il contenuto in tossine dei cloni di *A. minutum* analizzati è in un range compreso tra 0.6-400 fg/cellula circa per colture non-axeniche, mentre i valori sono compresi tra 1-550 fg/cellula per gli stessi cloni mantenuti in condizioni axeniche. E' stata osservata una maggiore percentuale di GTX4 rispetto a GTX1 (suo epimero) nelle colture non trattate con antibiotici, ad eccezione dei cloni isolati ad Olbia (Fig. 1). Questo modello è invertito nelle colture axeniche dove in alcuni casi la produzione di tossine sembra incrementata, evidente è il caso di OL4ax dove tutte le GTXs sono vistosamente incrementate rispetto alla stessa coltura in condizioni non axeniche (Fig 2).

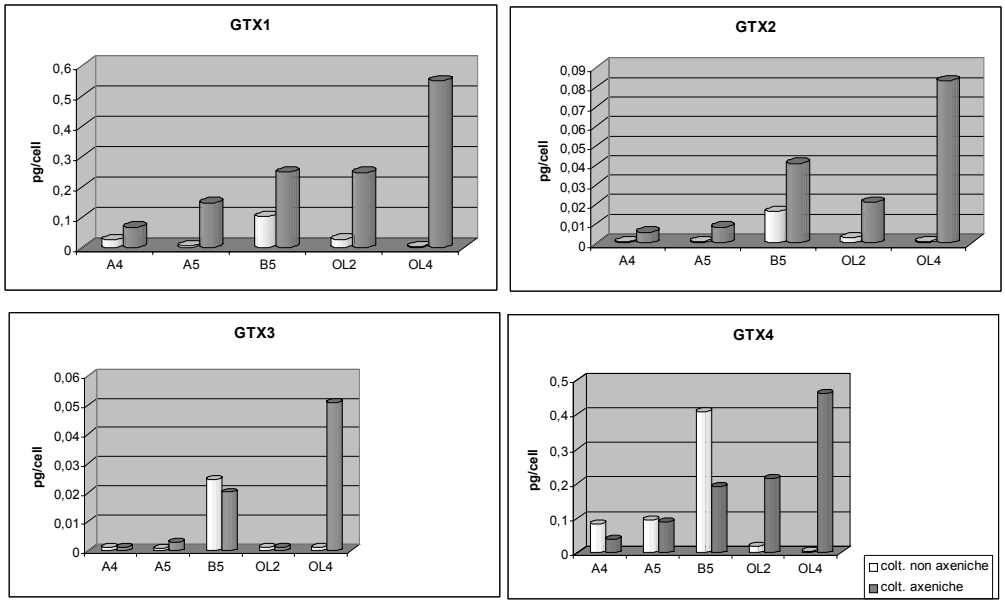



Fig. 2 - Effetto della microflora batterica extracellulare sulla produzione di GTX1, GTX2, GTX3, GTX4 in 5 differenti cloni di *A. minutum* analizzati in fase esponenziale.

*Effect of extracellular bacteria on production of GTX1, GTX2, GTX3, GTX4 in 5 different clones of* A. minutum *analysed during the exponential growth phase.*

## Conclusioni

L'aggiunta di antibiotici a colture di *A. minutum* e quindi la rimozione della microflora batterica extracellulare sembra non interferire in maniera significativa con la produzione di tossine, ciò anche in accordo con quanto già riferito da altri Autori (Lu *et al*., 2000); in alcuni casi, di contro, la quantità di tossine appare incrementata, come avviene in particolare nel ceppo OL4 dove si riscontra un forte incremento di tutte le GTXs in condizioni axeniche. E' comunque evidente una certa variabilità nella risposta data dai diversi cloni isolati. Il profilo della tossicità risulta, tuttavia, essere diverso fra colture axeniche e colture non trattate; è il caso in particolare dei cloni A4, A5 e B5 dove la percentuale relativa di GTX1 aumenta notevolmente a discapito

della GTX4 nelle colture axeniche nonostante non vi sia stata una forte variazione nel contenuto delle tossine. L'effetto degli antibiotici sulle colture di *A. minutum* oltre ad averne inibito la crescita batterica, potrebbe aver determinato indirettamente una maggiore disponibilità di nutrienti a favore delle cellule algali, influenzando anche la fisiologia dei dinoflagellati.

**Bibliografia**

BOEZAR B.A., BEITLER M.K., LISTON J., SULLIVAN J.J., CATTOLICO R.A. (1988) - Paralytic Shellfish toxins in *Protogonyaulax tamarensis* and *Protogonyaulax catenella* in axenic colture. *Plant Physiol.,* **88**: 1285-1290.

DOUCETTE G.L., POWELL C.L. (1998) - Algal-bacterial interactions: can they determine the PSP-related toxicity of dinoflagellates? In: B. Reguera, J. Blanco, M.L. Fernandez, T. Wyatt (eds), *Harmuful algae*, Xunta de Galicia, Vigo and IOC, UNESCO, Paris: 406-409.

GALLACHER S.D., SMITH E.A. (1999) - Bacteria and paralytic shellfish toxins. *Protist*, **150**: 245-255.

GIACOBBE M.G., AZZARO F., DECEMBRINI F., GALLETTA M., GANGEMI E., RAFFA F., CEREDI A., MILANDRI A., POLETTI R., MASÒ M. (2004) - Fioritura tossica del dinoflagellato *Alexandrium minutum* in un'area costiera del Mar Ionio. *Biol. Mar. Medit.*, **11** (2): 703-707.

GUILLARD R.R.L. (1975) - Culture of phytoplankton for feeding marine invertebrate. In: Smith W.L., Chanley M.H. (eds), *Culture of Marine Invertebrate Animals*, Plenum Press, New York: 29-60.

HOLD G.L., SMITH E.A., RAPPE M.S., MAAS E.W., MOORE E.R.B., STREMPL C., STEPHEN J.R., PROSSER J.I., BIRBECK T.H., GALLAGHER S. (2001) - Characterization of bacterial communities associated with toxic and non-toxic dinoflagellates: *Alexandrium* spp. and *Scrippsiella trochoidea*. *FEMS Microbiol. Ecol*., **37** (2): 161-173.

JENSEN M.A., WEBSTER J.A., STRAUS N. (1993) - Rapid identification of bacteria on the basis of polymerase chain reaction-amplified ribosomal DANN spacer polymorphysms. *Appl. Environ. Microbiol*., **65**: 3407-3412.

LU Y., CHAI T., HWANG D. (2000) - Isolation of bacteria from toxic dinoflagellate *Alexandrium minutum* and their effects on algae toxicity. *J. Nat. Tox*., **9** (4): 409-417.

OSHIMA Y. (1995) - Post column derivatization liquid chromatographic method for paralytic shellfish toxins. *J. AOAC Int.,* **78**: 528-532.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 695-697

M. Cruscanti, S. Lippi*, D. Verniani, R. Biancalana, F. Gambassi

Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana, Area per la Tutela dell'Ambiente Marino, Lagunare, Lacustre, Costiero e dell'Ittiofauna ("Mare"), Loc. Montegemoli, Via Adige, 12 - 57025 Piombino (LI), Italia.
*Centro Interuniversitario di Biologia Marina di Livorno, Italia.

# DISTRIBUZIONE TEMPORALE DEI PRINCIPALI GENERI DI COPEPODI PLANCTONICI NELLE ACQUE COSTIERE TOSCANE NEL PERIODO AGOSTO 2001-DICEMBRE 2002

## *TEMPORAL DISTRIBUTION OF PLANKTONIC COPEPODS IN TUSCAN COASTAL WATERS DURING THE PERIOD AUGUST 2001-DECEMBER 2002*

***Abstract***

*Temporal distribution of most represented genera of planktonic copepods in Tuscan coastal waters are described during the period august 2001 to december 2002.* Paracalanus, Acartia *(Copepoda, Calanoida) and* Oithona *(Copepoda, Cyclopoida) respectively represent 13%, 10% and 10% of total number of copepods. Copepodids of genera* Paracalanus, Clausocalanus *and* Ctenocalanus*, considered as one group, represent 44% of total number of copepods.*

***Key-words:*** *zooplankton, coastal waters, temporal distribution, Mediterranean Sea.*

## Introduzione

Nel presente lavoro si riportano le variazioni temporali dell'abbondanza dei principali generi di copepodi planctonici nelle acque costiere toscane. In particolare, vengono riportati i risultati relativi ai generi *Acartia, Paracalanus*, *Centropages, Clausocalanus*, *Oithona, Oncaea*, alle specie *Temora stylifera, Isias clavipes, Euterpina acutifrons*, e ad un gruppo di calanoidi costituito da individui giovanili dei generi *Paracalanus, Clausocalanus, Ctenocalanus* non sempre distinguibili ai primi stadi di copepoditi (Tregouboff e Rose, 1957).

I dati presentati portano un contributo alla conoscenza delle comunità strettamente costiere di copepodi per le acque toscane, dove per la prima volta viene svolto un programma di campionamento quindicinale durante tutto l'arco dell'anno.

## Materiali e metodi

Nell'ambito del "Programma di monitoraggio per il controllo dell'ambiente marino-costiero (triennio 2001-2004)", promosso dal Servizio Difesa Mare del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, ai sensi della legge 979/82, è inserito lo studio quali-quantitativo del mesozooplancton di acque marine costiere.

Gli organismi mesozooplanctonici sono stati raccolti in sei stazioni costiere (circa 500 m dalla costa, profondità 10 m) con un retino WP-2 (maglia da 200 µm), con cadenza quindicinale (prima e terza settimana del mese) nel periodo di tempo compreso tra il mese di agosto 2001 e quello di dicembre 2002, per un totale di 204 campioni.

Il campione, una volta raccolto, viene immediatamente fissato con formalina tamponata. Prima di procedere con l'analisi al microscopio, il campione viene raccolto su filtro, sempre da 200 µm, lavato e risospeso subito in acqua di mare filtrata su filtri GF/F. L'ana-

lisi viene compiuta su subcampioni di volume variabile in base alla densità del materiale, i risultati sono espressi in numero di individui per metro cubo (Zunini Sertorio, 2001).

## Risultati e conclusioni

I tre generi che sono risultati più abbondanti in percentuale rispetto al numero totale di copepodi nel periodo considerato sono *Paracalanus* con il 13%, *Acartia* e *Oithona* con il 10%. Seguono *Centropages* (5%), *Temora* con la sola specie *T. stylifera* (4%), *Clausocalanus* (3%), *Isias* con l'unica specie *I. clavipes* (3%), *Oncaea* (2%), *Euterpina* con l'unica specie *E. acutifrons* (1%). Si può notare come l'ordine Calanoida sia ben rappresentato tra i copepodi planctonici di acque costiere, con i generi *Paracalanus*, *Acartia*, *Centropages*, *Temora*, *Clausocalanus*, *Isias*, considerando anche il gruppo eterogeneo formato dagli individui giovanili dei generi *Paracalanus*, *Clausocalanus* e *Ctenocalanus*, che, nel periodo considerato, rappresenta ben il 44% del numero totale dei copepodi.

Il genere *Paracalanus* è più abbondante nel periodo che va da febbraio a maggio e in settembre-ottobre, con il valore massimo di 821 ind./m$^3$ registrato nel maggio 2002.

Per *Acartia* il periodo febbraio-maggio è quello di maggior sviluppo, con valori superiori ai 200 ind./m$^3$ e un picco di 818 ind./m$^3$ nel marzo del 2002.

Anche per il genere *Centropages* il periodo di maggior abbondanza va da febbraio a maggio, oltreché nel mese di agosto, con picco massimo registrato nell'agosto 2002 di 202 ind./m$^3$ (picco di 120 ind./m$^3$ in agosto 2001).

*Clausocalanus* è più abbondante nei mesi settembre-febbraio, con il valore massimo di 154 ind./m$^3$ nel febbraio 2002; la sua presenza è scarsa nel periodo primaverile-estivo. *Isias* è piuttosto abbondante nel periodo gennaio-maggio, con valore massimo di 126 ind./m$^3$ registrato nel marzo 2002. *Temora* registra valori elevati nel periodo giugno-novembre, con il massimo di 159 ind./m$^3$ nel settembre 2002. Il gruppo costituito dagli individui giovanili di *Paracalanus*, *Clausocalanus* e *Ctenocalanus* è sempre ben rappresentato durante il periodo considerato, con valori oscillanti ma costantemente superiori ai 200 ind./m$^3$ e picco massimo di 1517 ind./m$^3$ registrato nel maggio 2002. L'ordine Harpacticoida è rappresentato principalmente dal genere *Euterpina*, non molto abbondante ma costantemente presente: la sua densità è piuttosto oscillante, con valori più elevati nel periodo febbraio-giugno (valore massimo di 58 ind./m$^3$ nel maggio 2002). *Oithona* rappresenta invece l'ordine Cyclopoida, con una presenza continua e relativamente importante nel periodo considerato. *Oithona* risulta più abbondante nel periodo febbraio-maggio, il valore massimo è del maggio 2002 con 329 ind./m$^3$. *Oncaea* è invece uno dei generi più frequenti dell'ordine Poecilostomatoida (gli altri due generi piuttosto frequenti ma meno abbondanti nel periodo considerato sono *Corycaeus* e *Farranula*). *Oncaea* sembra preferire il periodo autunno-inverno, anche se nel maggio 2002 è stato registrato il picco massimo di abbondanza con 68 ind./m$^3$. In conclusione, osservando l'andamento della abbondanza del totale dei copepodi, si può notare il maggior sviluppo nel periodo febbraio-maggio, per l'incremento numerico dei generi *Paracalanus*, *Acartia*, *Oithona*, il gruppo dei giovanili dei tre generi *Paracalanus, Clausocalanus e Ctenocalanus*, ma anche *Centropages, Isias, Oithona, Euterpina*.

I dati presentati provengono da un numero consistente di campioni raccolti a intervalli di tempo regolari in stazioni molto vicine alla costa e costituiscono un punto di partenza per successivi studi comparativi che saranno possibili negli anni a venire con

il proseguimento del programma di monitoraggio: ciò dovrebbe permettere di rilevare eventuali variazioni interannuali nella composizione e nell'abbondanza delle comunità di copepodi planctonici delle acque costiere toscane.

**Bibliografia**

FONDA UMANI S., DE OLAZABAL A., ORLANDI C. (1993) - Distribuzione dei popolamenti mesozooplanctonici nell'arcipelago toscano. In: Nuccio C. (ed), *Progetto Mare*, Università degli Studi di Firenze, Firenze: 261-271.

TRÉGOUBOFF G., ROSE M. (1957) – *Manuel de planctonologie méditerranéenne*. Éditions du Centre National de la Recherche Scientifique, Paris: 587 pp.

ZUNINI SERTORIO T. (2001) – Mesozooplancton. In: *Metodologie analitiche di riferimento*, ICRAM, Roma.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 698-702

E. Gangemi, F. Azzaro, F. Decembrini, M. Galletta, M.G. Giacobbe, F. Raffa

Istituto Ambiente Marino Costiero, Talassografico Messina - CNR
Spianata S. Raineri, 86 - 98122 Messina, Italia.

# FIORITURA DI UNA SPECIE HAB IN UN'AREA DELLA SICILIA IONICA

## *A HAB SPECIES BLOOM IN A COASTAL AREA OF IONIAN SICILY*

***Abstract***

*In the Bay of Syracuse a bloom of the HAB dinoflagellate* Lingulodinium polyedrum *was observed during spring 2002. Environmental conditions such as high load of nutrients from land, low circulation and mixing of waters have determined the high cell density and biomass concentration in the northward semiclosed area*

***Key-words:*** *algal bloom, phytoplankton,* Lingulodinium polyedrum*, Ionian sea.*

## Introduzione

Le conseguenze socio-economiche derivanti dai bloom nocivi del fitoplancton hanno suscitato da tempo l'interesse verso questi fenomeni naturali, principalmente nei riguardi delle zone costiere destinate alle attività turistiche e alla maricoltura. Nella baia di Siracusa, che comprende sia il porto che una zona destinata all'allevamento dei mitili, durante la primavera del 2002, si è verificata una fioritura monospecifica di una specie fitoplanctonica HAB (Harmful Algal Blooms) appartenente alla classe dei dinoflagellati *Lingulodinium polyedrum* (Stein) Dodge. Sin dal 1975 questa specie è stata riscontrata nel mar Adriatico ed ha determinato fioriture monospecifiche (Honsell *et al*., 1992). Da studi condotti su mitili prelevati dalla stessa area durante una fioritura di *L. polyedrum* è stata rilevata una tossina (homoyessotossina) che ha provocato sintomi neurologici nel topo (Tubaro *et al*., 1998). In questo studio sono state analizzate le variazioni delle condizioni ambientali in rapporto allo sviluppo delle fioriture che hanno interessato la baia di Siracusa (Sicilia).

## Materiali e metodi

Le caratteristiche ambientali della zona della fioritura sono state definite attraverso un monitoraggio idrobiologico eseguito da marzo ad ottobre 2002 in quattro stazioni idrologiche (Fig. 1). Per la determinazione del fitoplancton sono stati raccolti campioni d'acqua superficiale. Volumi da 10 a 50 ml, fissati con una soluzione di Lugol (0.4%), sono stati sedimentati secondo il metodo di Utermöhl per 5-24 h (Zingone *et al*., 1990) e osservati con invertoscopio Zeiss Axiovert 35. Sono stati misurati parametri chimico-fisici di base quali temperatura, pH e ossigeno disciolto (misurati con sonda Multiline F/SET-3 WTW), salinità (misurata con un salinometro ad induzione Autosal 8400A Guidline) (UNESCO, 1983). I sali nutritivi (nitriti, nitrati e ortofosfati) sono stati determinati secondo Strickland e Parsons (1972) mentre l'ammoniaca con la metodica di Aminot e Chassepied (1983). La biomassa fitoplanctonica è stata determinata mediante l'analisi dei pigmenti clorofilliani (Lazzara *et al*., 1990).

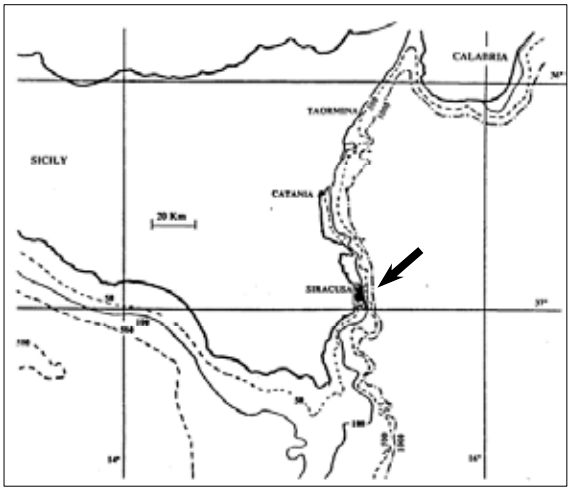
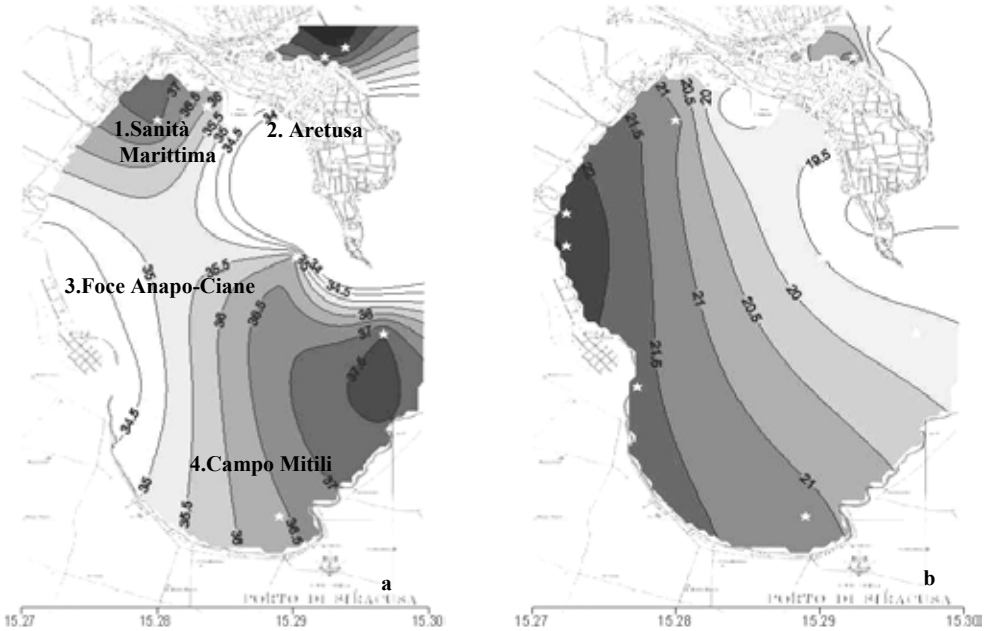



Fig. 1 - Ubicazione dell'area di studio (Sicilia). Porto di Siracusa, Crociera 2002 - Isoaline (a), isoterme (c).

*Location of the study area (Sicily). Syracuse harbour, Cruise 2002 - Isohalines (a), Isotherms (b).*




## Risultati

Durante i 7 mesi di monitoraggio, nel mese di maggio, è stato rilevato un bloom di *L. polyedrum* nelle acque interne al porto. In quest'ultimo periodo le osservazioni sulla distribuzione dei principali parametri idrologici sono state estese a più punti

della baia (Fig. 1). La stazione 1 (sanità marittima ) è stata maggiormente interessata dal bloom di *L. polyedrum* con densità cellulari pari a $2.237\times10^4$ cell $l^{-1}$ che rappresentavano il 97.43% della comunità fitoplanctonica. In associazione a questa specie erano presenti altri dinoflagellati: *Prorocentrum micans* (84.600 cell $l^{-1}$ ), *Dinophysis sacculus* (4.700 cell $l^{-1}$ ), *Alexandrium minutum* (4.860 cell $l^{-1}$ ), *Protoperidinium* spp. (23.500 cell $l^{-1}$ ) *Gymnodinium* spp. (18.800 cell $l^{-1}$ ). La classe delle diatomee rappresentava lo 0.24% dell'intera comunità di cui la specie dominante era *Leptocylindrus danicus* (28.200 cell $l^{-1}$ ). Il fitoplancton rimanente era principalmente caratterizzato da fitoflagellati < 20 µm (2.33%). I valori corrispondenti di Chl*a* (384 $\mu gl^{-1}$; Fig. 2a) sono risultati anch'essi eccezionali e pari a due ordini di grandezza maggiori rispetto alla media stagionale (2,68±3,34 $\mu gl^{-1}$). Durante la fase di bloom, i sali nutritivi (Fig. 3a), ed in particolare l'ammonio ed i nitrati, sono risultati più bassi (0,55 e 1,51 µM) rispetto all'intero periodo di monitoraggio (media stagionale: $NH_4$: 3,92±3,91; $NO_3$: 6,56±4,17 µM). Le condizioni termoaline durante l'evento presentavano acque con temperature di 21,50 °C e salinità lievemente più elevate (37,20 psu) rispetto alle medie stagionali (20,94±3,65 °C; 34,72±5,86 psu). In seguito alla totale scomparsa della specie HAB dalla comunità fitoplanctonica è stato rilevato un incremento sostanziale nei valori dei composti azotati che sono ritornati alle concentrazioni pre-

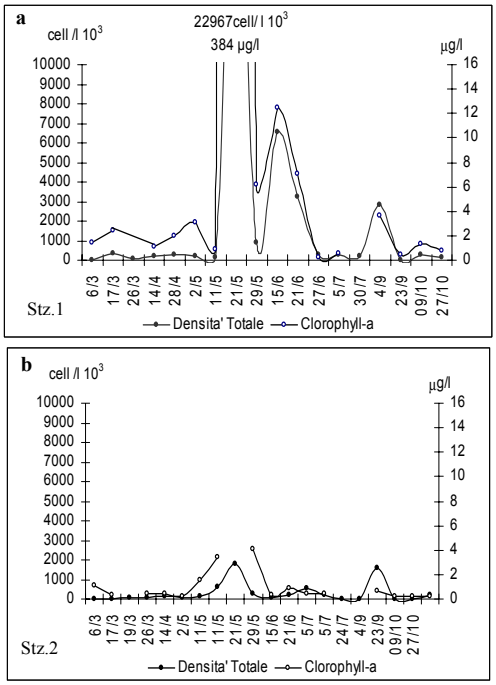



Fig. 2 - Andamento temporale fitoplancton e chl*a*.

*Temporal trend of phytoplankton and chl*a.

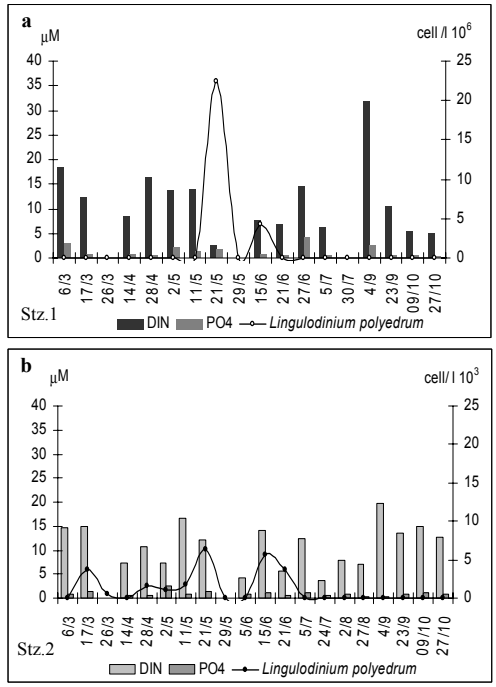



Fig. 3 - Andamento temporale di *L. polyedrum* e nutrienti.

*Temporal trend of L polyedrum and nutrients.*

cedenti la fioritura. Nella stazione 2 (Fonte Aretusa) la densità e la biomassa di *L. polyedrum* sono risultate le più basse ($0,63\times10^4$ cell $l^{-1}$; 3,3 µg-Chla $l^{-1}$) dell'area in esame (Fig. 2b) anche durante la fioritura i nutrienti, ed in particolare i composti azotati, hanno presentato concentrazioni più elevate rispetto alla St. 1 sia stagionalmente (11,09±4,54 µM) che in occasione del bloom (12.22 µM) (Fig. 3b). Il quadro termo-alino stagionale indica l'influenza di acque continentali con temperature e salinità medie più basse rispetto alla St. 1 (19,68±3.21 °C; 27,92±5,06 psu); tuttavia, nel periodo del bloom, la salinità è risultata la più elevata del periodo di misura (34,50 psu). Nella stazione 3 (Foce Anapo-Ciane) la densità di *L. polyedrum* durante il bloom è risultata pari a $9,3\times10^4$ cell $l^{-1}$ relativamente più elevata rispetto agli altri punti di osservazione ma tre ordini di grandezza inferiore rispetto al massimo della St. 1. Durante questo evento la concentrazione dei nutrienti ha presentato, rispetto alla media stagionale, un incremento dell'azoto nitrico e nitroso ($NO_2$: 1,99; $NO_3$: 13,21 µM) ed una diminuizione dei fosfati e dello ione ammonio ($NH_4$: 0,77; $PO_4$: 0,89 µM). Le condizioni termiche hanno evidenziato valori prossimi alle medie stagionali (22,78±4,62 °C) mentre la salinità generalmente più elevata (33,58±4.73 psu) è diminuita drasticamente (22,30 psu) nel periodo del bloom.

Anche nella stazione 4 (area allevamento mitili), la densità di *L. polyedrum*, ha mostrato valori intermedi per l'area esaminata ($1,0\times10^4$ cell $l^{-1}$) nonostante che la condizione termo-alina media stagionale (35,77±5,14 psu; 22,38±4,12 °C) risulti simile a quella della St. 1. I sali nutritivi hanno presentato, tuttavia, medie stagionali più basse rispetto alle altre stazioni esaminate ($NH_4$: 1,69±1,69; $NO_3$: 5,44±1,46; $NO_2$: 0,22±0,15; $PO_4$: 0,37±0,18 µM).

## Conclusioni

L'eccezionale biomassa fitoplanctonica, osservata principalmente nella stazione 1, posta a Nord della baia e riparata dal vicino braccio di costa, era sostenuta dalla fioritura monospecifica di *L. polyedrum* che rappresentava il 97% di tutta la comunità. Lo scarso rimescolamento delle acque, l'andamento delle correnti e l'elevato apporto di nutrienti, hanno innescato e favorito il bloom di *L. polyedrum*. La vicina foce del torrente Anapo-Ciane, verosimilmente, contribuisce al rifornimento di acque dolci ricche di ammonio e nitrati. L'utilizzo di questi nutrienti da parte di questa specie potrebbe aver favorito il sostanziale decremento di ammoniaca e nitrati misurato al momento della fioritura. Nel periodo precedente al bloom di *L. polyedrum*, è stato osservato un bloom tossico di un altro dinoflagellato *Alexandrium minutum* (vedi Giacobbe *et al*., in questi atti). Le sue massime densità sono state osservate in prossimità della foce del torrente Anapo-Ciane. Questa variabilità della biomassa e della distribuzione delle due specie considerate all'interno dell'area, suggeriscono che le forzanti ambientali governano la dinamica delle fioriture. Blooms analoghi di dinoflagellati lungo le coste spagnole (Garces *et al*., 1999), propongono l'esistenza di una ristretta "environmental window" necessaria per poter raggiungere e mantenere nel lungo periodo elevate densità cellulari, malgrado differenti osservazioni sul ruolo svolto dai nutrienti.

**Bibliografia**

AMINOT A., CHASSEPIED M. (1983) - Mannel des analyses chimiques en milieu marin. Centre National pour l'Exploration des Oceans: 1-395.

HONSELL G., BONI L., CABRINI M., POMPEI M. (1992) - Toxic or potentially toxic dinoflagellates from the Northern Adriatic Sea. In: Vollenweider R.A., Marchetti R. and Viviani R. (eds), *Marine Coastal Eutrophication*: 107-114.

GARCÉS E., MASÓ M., CAMP J. (1999) - A recurrent and localized dinoflagellate bloom in a Mediterranean beach. *J. Plankton Res*., **21**: 2373-2391.

LAZZARA L., BIANCHI F., FALCUCCI M., HULL V., MODIGH M., RIBERA D'ALCALA' M. (1990) - Pigmenti clorofilliani. *Nova Thalassia*, **11**: 207-223.

STRICKLAND J.F.H., PARSONS T.R. (1972) - A pratical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Ed. Can*., **167**: 1-311.

TUBARO A., SIDARI L., DELLA LOGGIA R., YASUMOTO T. (1998) – Occurence of yessotoxin-like toxins in phytoplankton and mussels from northern Adriatic sea. In: Reguera B., Blanco J., Fernández M.L. and Wyatt T. (eds), *Harmful Algae*, Xunta de Galicia and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO 1998: 470-472.

UNESCO (1983) – Algorithms for computation of fundamental properties of seawater. Unesco technical papers. *Marine Science*, **44**: 53 pp.

ZINGONE A., HONSELL G., MARINO D., MONTRESOR M., SOCAL G. (1990) - Fitoplancton. *Nova Thalassia,* **11**: 183-198.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 703-707

M.G. Giacobbe, F. Azzaro, F. Decembrini, M. Galletta, E. Gangemi, F. Raffa, A. Ceredi[1], A. Milandri[1], R. Poletti[1], M. Masò[2]

Istituto Ambiente Marino Costiero, Sezione di Messina - CNR, Spianata S. Raineri, 86 - 98122 Messina, Italia.
giacobbe@ist.me.cnr.it
[1]Centro di Ricerche Marine, Laboratorio di Riferimento Nazionale per le Biotossine, Cesenatico, Italia.
[2]CSIC-ICM, Institut Ciencies del Mar, Barcelona, Spain.

# FIORITURA TOSSICA DEL DINOFLAGELLATO *ALEXANDRIUM MINUTUM* IN UN'AREA COSTIERA DEL MAR IONIO

# *TOXIC BLOOM OF* ALEXANDRIUM MINUTUM *DINOFLAGELLATE IN A COASTAL AREA OF THE IONIAN SEA*

***Abstract***

*In the framework of research projects addressed to the study of Harmful Algal Blooms, a survey of toxic dinoflagellates was conducted in an Ionian locality of Sicily (Syracuse Harbour). Data on the development of* Alexandrium minutum *blooms, producing brownish-green discolouration of the waters, as well as toxicity of natural and cultured populations are reported.*

***Key-words:*** *algal blooms, paralytic shellfish poisoning,* Alexandrium minutum.

## Introduzione

I fenomeni HAB (Harmful Algal Blooms) possono comportare un serio e ricorrente pericolo per la salute pubblica, per gli ecosistemi marini e costieri e quindi per l'economia in generale. Il termine HAB si riferisce sia ad eventi di fioriture tossiche per l'uomo, che a quelli che hanno in generale un impatto negativo sull'ecosistema (Masò, 2002).

Nell'ambito di progetti di ricerca finalizzati allo studio di problematiche HAB (Strategy EVK3-CT-2001-00046 e MiPA5C8, Pesca e Acquacoltura), è stato avviato il controllo di dinoficee tossiche all'interno della Baia di Siracusa (Sicilia), con campionamenti sia nell'area portuale che in una zona limitrofa adibita all'allevamento di mitili. In particolare è stata seguita l'evoluzione di fioriture di *Alexandrium minutum* Halim, specie produttrice di PST (Paralytic Shellfish Toxins).

## Materiali e metodi

### *Fitoplancton e specie HAB*

A partire da marzo 2001 fino alla fine di maggio, è stata studiata la variabilità quali-quantitativa del fitoplancton in quattro stazioni idrologiche ubicate all'interno del Porto di Siracusa, Mar Ionio (Fig. 1) - 37°03'51"LAT N, 15°17'10"LONG E. Campioni superficiali d'acqua sono stati fissati con soluzione di Lugol (concentrazione finale: 0.4%), sedimentati in camere Utermöhl e analizzati con invertoscopi Zeiss Axiovert 35 e 200, attrezzati di camere digitali, software Axiovision e micromanipolatore Narishige per l'isolamento di specie d'interesse. Cloni di *Alexandrium minutum* isolati dal sito di monitoraggio, sono stati coltivati in terreno F2-Si di Guillard (1975) in camere climatiche (T=17-20 °C), con ciclo di luce:buio di 12:12 h ed irradianza da lampade fluorescenti *daylight.*

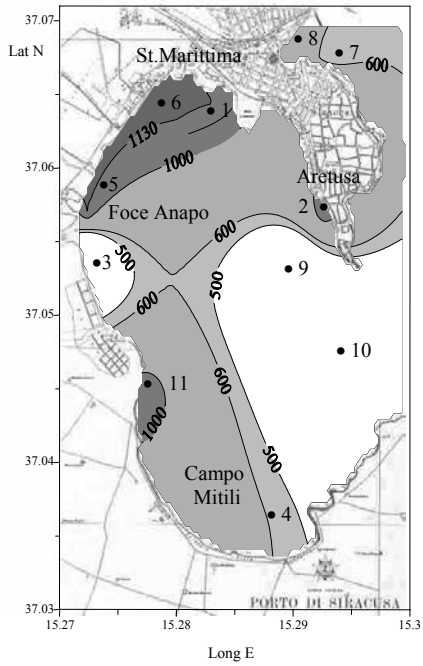



Fig. 1 - Ubicazione dell'area di studio - Porto di Siracusa, Mar Ionio e distribuzione di *Alexandrium minutum*. Maggio 2002 (11 punti di campionamento). I numeri sulle isolinee indicano le densità cellulari (cell. $l^{-1}$).

*Location of the study area – Syracuse Harbour, Ionian Sea and distribution of* A. minutum. *May 2002 (11 sampling points). Numbers at the isolines indicate cell densities (cell. $l^{-1}$).*

*Parametri chimico-fisici*

Nel 2002, oltre alle misure del fitoplancton è stata effettuata anche la caratterizzazione ambientale determinando con cadenza quindicinale, da marzo a ottobre, temperatura, ossigeno e pH - rilevati con sonda Multiline F/SET-3 WTW, Germany - salinità, nutrienti e pigmenti clorofilliani, come riportato da Gangemi *et al.* (in questi atti). In alcune occasioni, i punti di campionamento sono stati estesi all'intera area portuale.

*Tossine PST*

Concentrati di *A. minutum*, dal campo e da coltura, sono stati sonicati con acido acetico 0,1M. Gli estratti, dopo centrifugazione, sono stati sottoposti alla procedura di *cleanup* di Lawrence e Menard (1991). Gli eluati sono stati iniettati nel sistema HPLC, utilizzando un protocollo d'analisi del Centro di Ricerche Marine - sviluppato a partire dai metodi di Sullivan e Wekell (1984), di Thielert *et al*. (1991) e di Oshima (1995). La procedura prevede la derivatizzazione post-colonna delle tossine PST e la loro separazione a "coppia ionica" (*ion pair*), in cui i reagenti utilizzati sono il sodio esansulfonato e il sodio eptansulfonato.

## Risultati

Un primo bloom di *A. minutum* segnalato in marzo 2001 ha prodotto una colorazione verde-bruno delle acque, con una densità massima di $4.6\times10^6$ cellule $l^{-1}$ alla foce del torrente Anapo-Ciane (st. 3). Simili colorazioni sono state osservate anche in

primavera 2002, se pure con un minor sviluppo di *A. minutum* (max. $6\times10^5$ cell $l^{-1}$). Il successivo declino della fioritura, ha coinciso con un'aumento delle temperature superficiali (Fig. 2), indicando l'intervallo di 15-19 °C come preferenziale per lo sviluppo di questa specie.

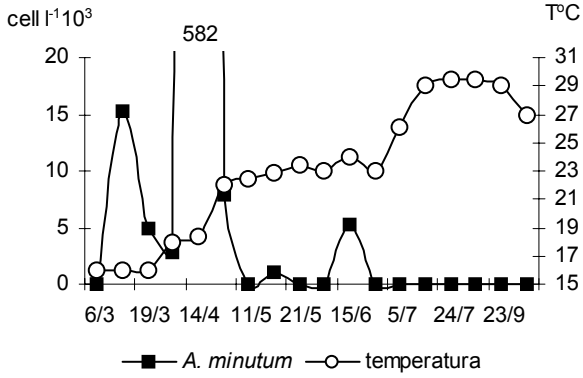



Fig. 2 - Evoluzione temporale del bloom di *A. minutum* e temperature superficiali alla Foce Anapo (2002).
*Time evolution of the* A. minutum *bloom and surface temperature at the Anapo mouth (2002).*

La presenza nel porto di afflussi d'acqua dolce, gli input di nutrienti ad essi associati e la scarsa circolazione delle acque hanno contribuito a favorire il bloom di *A. minutum* (vedi Gangemi *et al*. per dati chimico-fisici dalla stessa area, in questi atti).

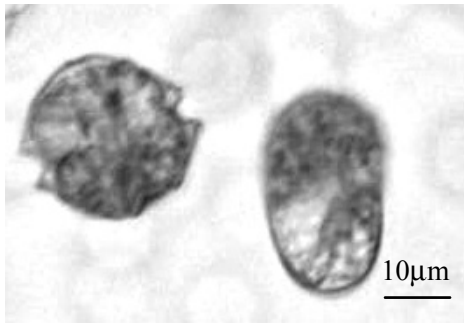



Fig. 3 - Stadi del ciclo di vita di *A. minutum* dal campo.
*Life cycle stages of* A. minutum *from the field.*

Le analisi di tossicità in HPLC su assemblaggi misti di *Alexandrium minutum* (Fig. 3) dal Porto di Siracusa evidenziavano una produzione di PST più elevata rispetto a quella osservata su colture clonali ottenute dalla stessa area (gonyautossine totali: 0.22 vs. 0.11 fmol/cell) (Fig. 4 e Tab. 1).

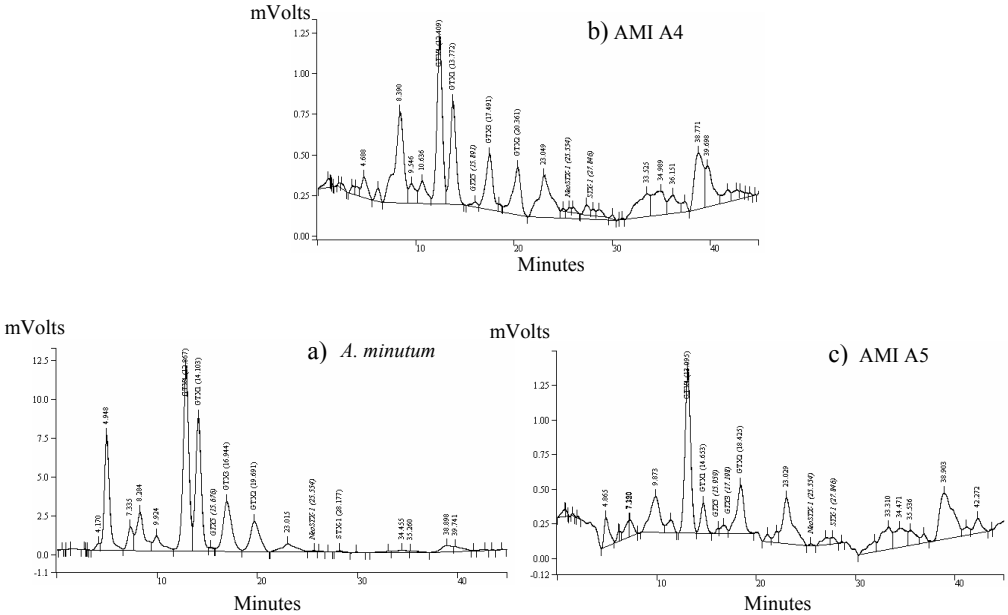



Fig. 4 - Cromatogrammi in HPLC di PSTs da popolazioni naturali di *A. minutum* (a) e da colture clonali (b, c) isolate da Siracusa.

*HPLC chromatograms of PSTs from natural populations of* A. minutum *(a) and clonal cultures (b, c) isolated from Syracuse.*

Tab. 1 - Concentrazioni di gonyautossine rilevate in assemblaggi di *A. minutum* dal campo, colture e mitili.

*Concentrations of gonyautoxins in assemblages of* A. minutum *from the field, cultures and mussels.*

| Campione | Tossine PST* | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | GTX4 | GTX1 | GTX3 | GTX2 | Totale |
| Assemblaggio naturale *A. minutum* | 0.1274 | 0.0790 | 0.0049 | 0.0057 | 0.217 |
| Clone CNR AMI A4 | 0.0655 | 0.0345 | 0.0031 | 0.0051 | 0.1082 |
| Clone CNR AMI A5 | 0.0829 | 0.0130 | - | 0.0068 | 0.1027 |
| ****Mytilus galloprovincialis* | 18.165 | - | 0.349 | 0.328 | 18.842 |

*Quantità di tossine espresse come fmol/cell (popolazioni di *A. minutum*) e µg STX eq/100 g di tessuto edibile (mitili). ** Dati da Giacobbe *et al.* (2003)

**Toxin amounts expressed as fmol/cell (*A. minutum *populations) and µg STX eq/100 g of edible tissue (mussels).** Data from Giacobbe* et al. *(2003)*

## Conclusioni

Le informazioni preliminari riportate in questo studio, evidenziano un rischio concreto di future contaminazioni dei mitili presenti nell'area da tossine PST e la necessità di un attento controllo sugli stessi, anche da parte delle Istituzioni locali di pertinenza. I dati ottenuti da analisi effettuate su popolazioni di *Alexandrium minutum* dal porto di Siracusa e sui cloni isolati hanno infatti indicato la produzione di gonyautossine (Tab. 1). Questo giustifica i primi casi di contaminazione dei mitili (*Mytilus galloprovincialis*) da GTXs, rilevati nei periodi stagionali più esposti ad eventi HAB (Giacobbe *et al*., 2003), con massimi di 18.8 µg STX eq./100 g di parte edibile (Tab. 1). Eventi di contaminazione di mitili in concomitanza a fioriture di *A. minutum* e colorazioni delle acque sono stati rilevati precedentemente anche in altre aree Mediterranee (per es. Delgado *et al*., 1990). Più di recente, bloom di *A. minutum*, hanno interessato diverse aree portuali ubicate lungo la costa spagnola (Porto Arenys, Vilanova, Estartit e Torredembarra). In alcuni casi, le elevate densità cellulari - maggiori di $10^6$ cell./l segnalate nel Porto di Arenys a gennaio-marzo 2002 - hanno determinato una marcata colorazione delle acque. Ulteriori riscontri in aree costiere del Mar Ionio (Porto di Augusta e Marmoreo, 2002) e fioriture in località tirreniche (2003), suggeriscono una espansione dell'areale geografico di specie HAB ad aree precedentemente non interessate, con possibili implicazioni ecologiche, igienico-sanitarie ed economiche certamente non trascurabili.

**Bibliografia**

DELGADO M., ESTRADA M., CAMP J., FERNANDEZ J.V., SANTAMARTI M., LLETI C. (1990) – Development of a toxic *Alexandrium minutum* Halim (Dinophyceae) bloom in the harbour of Sant Carles de la Rapita (Ebro Delta, northwestern Mediterranean). *Scient. Mar.,* **54**: 1-7.

GIACOBBE M.G., GANGEMI E., MILANDRI A., PENNA A. (2003) – Sistemi convenzionali e sonde molecolari per il controllo di fenomeni HAB. Applicazione alla molluschicoltura. Rapporto finale MiPAF 5C8, Maggio 2000-Ottobre 2003, CNR-MiPA - Direzione Generale della Pesca e dell'Acquacoltura: 100 pp.

GUILLARD R.R.L. (1975) - Culture of phytoplankton for feeding marine invertebrates. In: Smith W.L. and Chanley M.H. (eds), *Culture of Marine Invertebrate Animals,* Plenum Press, New York, USA: 29-60.

LAWRENCE J.F., MÉNARD C. (1991) - Liquid chromatographic determination of Paralytic Shellfish Poisons in shellfish after prechromatographic oxidation. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.,* **74**: 1006-1012.

M. MASO' (2002) - New strategy of monitoring and management of HABs in the Mediterranean Sea. First Report, Sep. 2001- Aug. 2002 (www.icm.csic.es/bio/projects/strategy).

OSHIMA Y. (1995) - Postcolumn derivatization liquid chromatographic method for Paralytic Shellfish Toxins. *Journal of AOAC International*, **78**: 528-532.

SULLIVAN J.J, WEKELL M.M. (1984) - Determination of paralytic shellfish poisoning toxins by high pressure liquid chromatography. In: E.P. Ragelis (ed), *Seafood Toxins,* ACS Symposium Series 262. Am. Chem. Soc., Washington: 197-205.

THIELERT G., KAISER I., LUCKAS B. (1991) - HPLC determination of PSP toxins. In: J.M. Frémy (ed), *Proceedings of Symposium on Marine Biotoxins*, Paris, France, 30-31 January 1991. Maison-Alfort, France: Centre National d'Etudes Vétérinaires et Alimentaires: 121-125.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 708-710

D. Giordano, G. Morizzo[1], A. Granata[2], L. Guglielmo[2], S. Ragonese[1]

IST Sez. IAMC - CNR, Spianata S. Raineri, 86 - 98122 Messina, Italia.
[1]IRMA Sez. IAMC-CNR, Mazara del Vallo, Italia.
[2]Dip. di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Univ. Messina, Italia.

# DENSITY AND SIZE DISTRIBUTION OF *CYCLOTHONE BRAUERI* IN THE TYRRHENIAN AND IONIAN SIDES OF MESSINA STRAITS

## *DENSITÀ E DISTRIBUZIONE DI TAGLIA DI* CYCLOTHONE BRAUERI *NELLE AREE ADIACENTI LO STRETTO DI MESSINA*

***Abstract***

*Results on ichthyoplanktonic survey carried out in July 1995, on the Tyrrhenian and Ionian sides of Messina Straits are reported. The results regard the abundance and the size distribution of* Cyclothone braueri *(Jespersen & Tåning, 1926, Gonostomatidae).* Cyclothone braueri *showed different size ranges and growth between the two studied basins.*

***Key-words:*** Cyclothone braueri*, ichthyoplankton, life cycle, distribution, abundance, Messina Straits.*

## Introduction

Scanty information are available about the biology and ecology of *Cyclothone braueri,* a mesopelagic fish, which plays an important role in marine trophic web (Froese & Pauly, 2003; Guglielmo *et al*., 1995). In the present paper, abundance and size distribution related to the life cycle phases of this species are investigated with a comparison between the population occurring in the Tyrrhenian and Ionian sides of Messina Straits.

## Materials and methods

The samples were collected during the ichthyoplanktonic survey POP-EOCUMM ’95 carried out in July 1995, on the Tyrrhenian and Ionian sides of the Messina Straits.

The samples were collected with BIONESS (Sameoto *et al*., 1980) KMS II (1×1 m of mouth opening and 500 µm mesh size), at eight stations: four in the Ionian Sea (J1, J2, J3, and J4) and four in the Tyrrhenian Sea (T1, T2, T3, T4) (Fig. 1). The samples were fixed on board, in 4% formol and maintained in alcohol 70%. Once in laboratory, *Cyclothone braueri* specimens were sorted and measured (Notochord Length, NL, for larvae in preflexion phase and Standard Length, SL, for specimens in the other development stages). The life cycle phase was determined according to Richards (1985). The frequency of occurence (F%), the Abundance (ind.m$^{-3}$) and the Length Frequency Distribution (LFD) were calculated.

## Results

In the Ionian Sea, the abundance of *Cyclothone braueri* was 844 ind.m$^{-3}$ that corresponded to the 60% of the total samples. Larvae in the pre-flexion phase were absent, the 10,8% of the specimens were in post-larval phase, the 17,4% of spe-

cimens in metamorphosis phase, and the 71,8% were juveniles and adults (33,4% and 38,4%) (Tab. 1). The SL of the specimens was between 11 and 30 mm. The most frequent size class was 22 mm of SL (Fig. 2). In the Southern Tyrrhenian Sea, *Cyclothone braueri* was the most abundant (1133 ind.m$^{-3}$, F%=40%). Only few specimens (0,5%) were in pre-flexion larval phase, the 4,9% in post-larval phase and 20,6% in metamorphosis. The remainder were juveniles (49,2%) and adults (24,8%) (Tab. 1). Regarding the length structure, the range varied between 10 and 26 mm and two modal groups, at 17 and 20 mm of SL, were observed (Fig. 2).

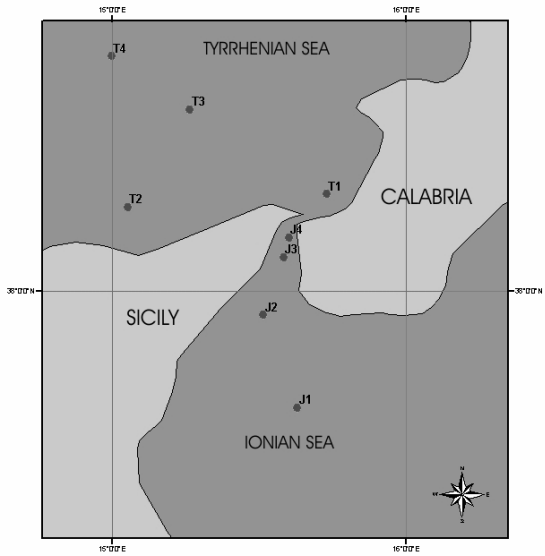



Fig. 1 - Study area and sampling stations.
*Area oggetto di studio e stazioni campionate.*

Tab. 1 - Comparison between the Ionian and Tyrrhenian populations of *C. braueri* in terms of Frequency of Occurrence (F%) of different stages of life cycle characterised by distinct size classes.
*Confronto tra la popolazione Ionica e Tirrenica di* C. braueri *in termini di Frequenza (F%) nei diversi stadi del ciclo vitale caratterizzati da classi di taglia distinte.*

| Study area | | pre-flexion larval phase | post-larval phase | metamorphosis phase | juveniles phase | adult phase |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Ionian side | Range size | < 13 mm | 13-15 mm | 16-17 mm | 18-21 mm | 22; >22 mm |
| | F% | 0% | 10,78% | 17,42% | 33,41% | 38,39% |
| Tyrrhenian side | Range size | <10mm | 10-11mm | 12-14mm | 15-19mm | 20; >20mm |
| | F% | 0,53% | 4,86% | 20,65% | 49,16% | 24,80% |

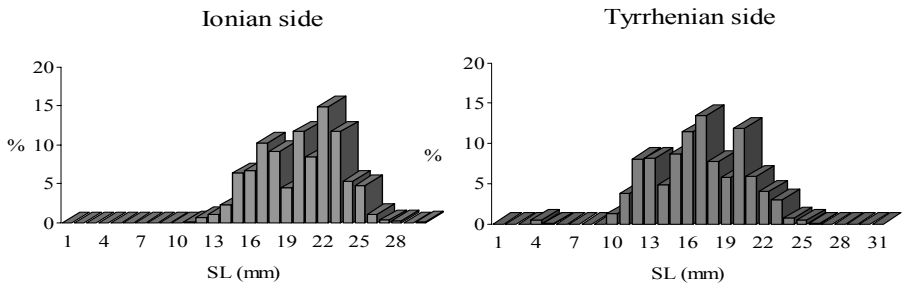



Fig. 2 - Ionian and Tyrrhenian sides: Length Frequency Distribution (LFD) of *Cyclothone braueri*. *Area ionica e tirrenica:Distribuzione taglia-frequenza (LFD) di* Cyclothone braueri.

## Conclusions

The size range of *Cyclothone braueri* in the Tyrrhenian stations is more restricted than in the Ionian side, as already reported by Jespersen & Tåning (1926).

*Cyclothone braueri* has a different growth between the two basins, probably because of their different hydrological and chemical-physical characteristics (De Domenico, 1987). In fact, the Tyrrhenian Sea is generally colder and has a lower salinity then the Ionian Sea. Nevertheless, in the Messina Straits, the Ionian waters are colder too, due to the deep water upwelling that is a periodical and intense phenomenon. The mixing between Tyrrhenian surface water and Ionian deep waters causes a remarkable increase of the primary production, at least ten times higher than the surface Tyrrhenian and Ionian waters outside Messina Straits (Magazzù *et al*., 1995). This could explain the fact that the Ionian specimens are larger than Tyrrhenian specimens; the faster growth rate might be linked to the major food availability related to the upwelling phenomena which characterise the Ionian side (Azzaro *et al*., 1995).

### References

AZZARO F., DECEMBRINI F., CRISAFI E. (1995) – Continuous survey of upwelling in the Straits of Messina. *Rapp. Comm. Int. Mer. Medit.,* **34**: 155 pp.

DE DOMENICO E. (1987) - Caratteristiche chimiche e fisiche delle acque nello Stretto di Messina. *Doc. Trav. Ist. Geol. Albert de Lapparent*, **110**: 225-235.

FROESE R., PAULY D. (2003) – FishBase Editors. World wide web. Electronic publication.

GUGLIELMO L., MARABELLO F., VANNUCCI S. (1995) – The role of the mesopelagic fishes in the pelagic food web of the Straits of Messina. In: Guglielmo L., Manganaro A., De Domenico E. (eds), *The Straits of Messina Ecosystem*, Proceedings of the Simposium held in Messina, 4-6 April 1991: 223-246.

JESPERSEN P., TANING A.V. (1926) – Mediterranean Sternoptychidae. *Rep. Danish. Oceanogr. Exped. Mediterr.,* 1908-10 II; Biology, **9** (A12): 1-59.

MAGAZZÙ G., AUBERT M., DECEMBRINI F. (1995) – The effect of tidal movements on planktonic transfer through the Straits of Messina. In: Guglielmo L., Manganaro A., De Domenico E. (eds), *The Straits of Messina Ecosystem*, Proceedings of the Simposium held in Messina, 4-6 April 1991: 191-201.

RICHARDS W.J. (1985) – Status of the identification of the early life stages of fishes. *Bull. of Marine Science*, **37** (2): 756-760.

SAMEOTO D.D., SAROSZYNSKY L.O., FRASER W.B. (1980) – Bioness, a new design in multiple net zooplankton sampler. *J. Fish Res. Board. Can*., **37**: 722-724.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 711-715

R. Baino, I. Leonori[1], P. Rinelli[2], F. Perdichizzi[2]

ARPAT, Area Mare, Sez. Reg. GEA, Via Marradi, 114 - 57126 Livorno, Italia.
[1]ISMAR Sezione Pesca Marittima CNR, Ancona, Italia.
[2]IAMC Sezione di Messina CNR, Messina, Italia.

# ANALISI PRELIMINARE DEL COMPORTAMENTO DI DUE RETI A STRASCICO UTILIZZATE NELLE CAMPAGNE DI PESCA "GRUND"

## *PRELIMINARY ANALYSIS OF THE PERFORMANCE OF TWO BOTTOM-TRAWLS USED IN THE "GRUND" SURVEYS*

***Abstract***

*In the last decades, various trawl surveys were carried out all along the Italian coasts by using the local commercial nets. The gear performances of two commercial nets were monitored by means of acoustic equipment for more than 170 hauls. The mouth horizontal opening doubles with depth from 10 m to 600 m, while the vertical opening remains almost constant. Fishing speed changes in relation to vessel power, and it is always lower at higher depths. Moreover the descent time can vary from 5 min to more than 30 min and can bias the biomass estimates at greater depths.*

***Key-words****: fishing gear, bottom trawling, net sounders, acoustic equipment, measuring devices.*

## Introduzione

La valutazione delle risorse demersali è condotta in Italia, da oltre un decennio, con periodiche campagne di pesca a strascico, coordinate tra 11 Istituti di ricerca (GRUppo Nazionale Demersali) che utilizzano la rete commerciale di uso locale. Vari studi sono stati condotti, per analizzare il comportamento di tali attrezzature, dall'ISMAR CNR (ex IRPEM) di Ancona (Fiorentini *et al*., 1994, 1998, 1999; Cosimi *et al.,* 2001). Nelle campagne condotte nel 2001 e 2002, è stata però sistematicamente usata un'apparecchiatura di rilevamento elettroacustica che ha permesso di misurare l'apertura della bocca della rete in fase di pesca alle varie profondità. Si confrontano qui i risultati ottenuti su due reti commerciali usate in Sicilia e in Toscana al fine di individuare quanto i vari fattori incidenti sulla stima dell'area esplorata siano determinanti nella valutazione degli indici di densità e di biomassa delle specie ittiche.

## Materiali e metodi

Sono state confrontate le prestazioni di due imbarcazioni con attrezzature sensibilmente diverse: il M/P Marcantonio, 60 TSL, 630 HP (471 kW), utilizza una rete caratterizzata dalla lunghezza delle lime dei sugheri e dei piombi rispettivamente di 55 e 69 m (in Toscana) e il M/P Papà Carmelo, 44 TSL, 300 HP (224 kW), rete con lunghezza delle lime di 28 e 35 m (in Sicilia); i particolari costruttivi ed i piani dettagliati delle reti sono riportati in Auteri *et al.,* 2003 e Greco *et al.,* 2003. Complessivamente sono state analizzate 172 cale della durata nominale di un'ora comprese tra 10 e 600 metri di profondità.

L'apparecchiatura elettronica (Scanmar), dotata di sensori subacquei fissati alla bocca della rete, ha permesso la misurazione in continuo (ogni 10 sec) dell'apertura orizzontale alla punta dei bracci e dell'apertura verticale al centro della lima da sugheri

(Leonori *et al.,* 2003). I dati sono stati filtrati per l'eliminazione degli outliers e dei valori di fondo scala, mentre con una tecnica di shifted average è stato identificato il momento in cui la rete entra in contatto con il fondo. Per ogni cala sono stati quindi calcolati le medie delle aperture orizzontali e verticali della rete, la velocità (dalle posizioni GPS) e il tempo effettivo di pesca con l'attrezzatura stabilizzata sul fondo.

## Risultati e conclusioni

Nel complesso il comportamento in pesca delle reti analizzate rispecchia quanto descritto recentemente in dettaglio da Bertrand *et al.* (2002). Poiché è stata rileva un'ottima corrispondenza tra la lunghezza del cavo filato e la profondità media della cala ($R^2>0,99$), risulta indifferente l'uso di un parametro o dell'altro nell'analisi dei risultati tecnologici. In generale, il rapporto tra cavo filato e profondità varia tra 18/1 alle profondità minori sino a 3/1 a quelle maggiori.

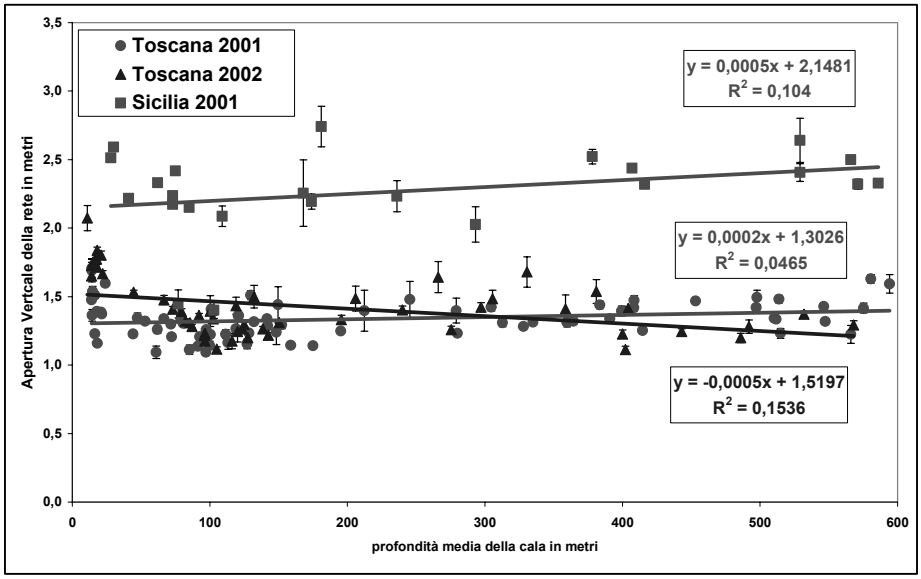



Fig. 1 – Apertura verticale delle reti in pesca per ogni cala e interpolazioni lineari.
*Vertical opening of the nets for each haul and linear fittings.*

L'apertura verticale è relativamente costante ($R^2<0,15$) al variare della profondità, con valore medio di 1,3 m per la rete toscana e 2,2 per quella siciliana (Fig. 1). Al contrario l'apertura orizzontale è funzione logaritmica della profondità: nell'intervallo batimetrico esaminato, tra 10 e 600 m, i valori medi dell'apertura orizzontale variano, con l'aumentare della profondità, da 12 a 24 m per la rete toscana e da 7 a 13 m per l'attrezzo siciliano (Fig. 2).

La stima dell'apertura orizzontale media di ogni cala, è molto precisa (ampiezza fiduciale al 95% di circa 30 cm), ma la variabilità è notevole, fino a 3-4 m, tra le cale, anche realizzate alla medesima profondità.

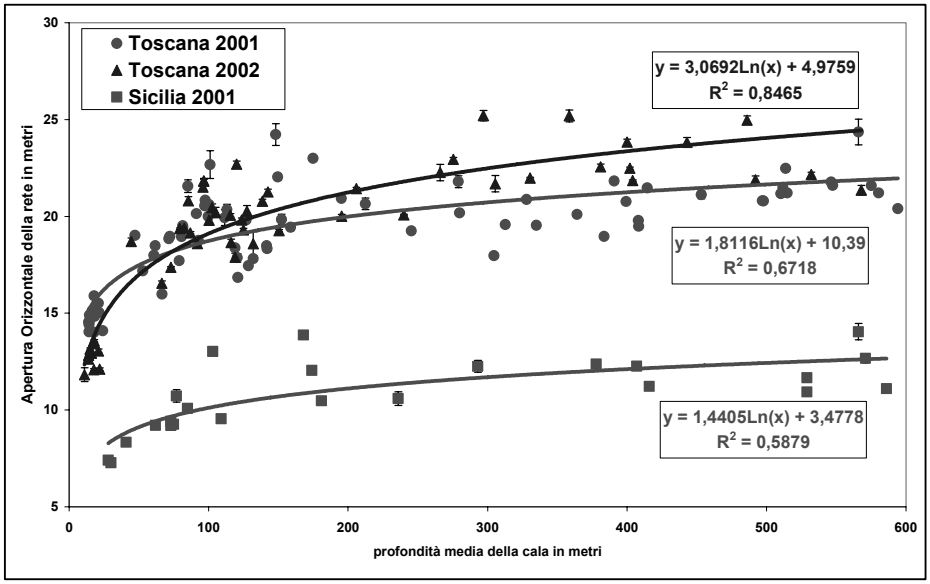



Fig. 2 - Apertura orizzontale delle reti in pesca per ogni cala e interpolazioni logaritmiche.
*Horizontal opening of the nets for each haul and logarithmic fittings.*

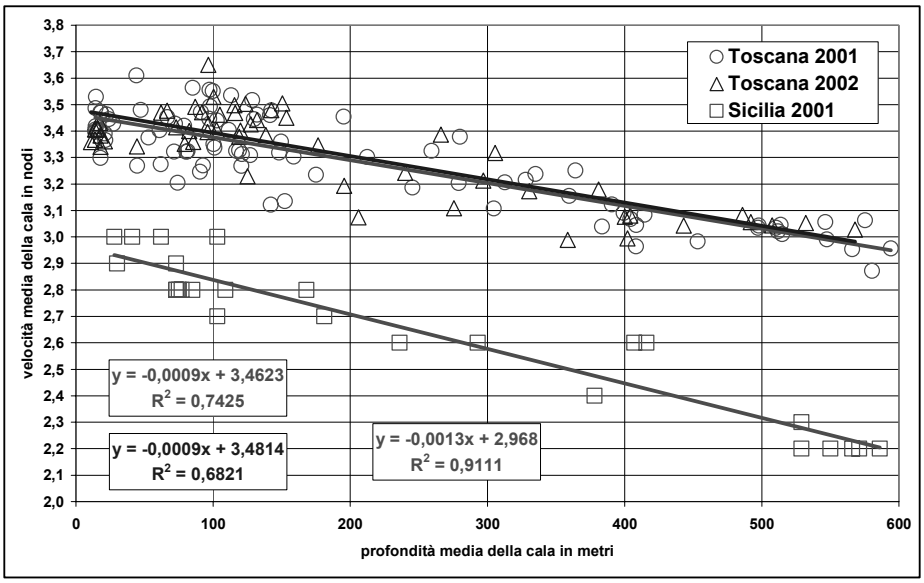



Fig. 3 - Velocità di pesca per ogni cala e interpolazioni lineari.
*Fishing speed for each haul and linear fittings.*

La velocità di traino è risultata molto variabile in funzione della profondità (Fig. 3), diminuendo fortemente alle profondità più elevate. Per l'imbarcazione toscana la velocità si riduce del 20%, con l'aumento di profondità da 10 a 600 m, passando da 3,5 a 2,9 Nodi e, similmente per il peschereccio siciliano, si riduce da 3,0 a 2,2 Nodi. In generale la velocità di traino risulta inferiore alle alte profondità del fondale a causa di diversi fattori: in alcuni casi è il comandante a ridurre i giri del motore alle alte profondità, in altri la maggior lunghezza e il peso maggiore del cavo di traino filato, assieme alle maggiori aperture raggiunte, aumentano lo sforzo di traino richiesto, rallentando di conseguenza la velocità (Fiorentini *et al.,* 1994) se non si compensa con un aumento dei giri del motore.

Con i dati toscani è stato valutato anche il tempo di precala (Fig. 4), ossia il tempo di assestamento dell'attrezzatura, misurato dal momento in cui si termina di calare il cavo di traino ed il verricello viene frenato, a quando la rete è effettivamente adagiata sul fondo (le aperture si stabilizzano sui valori medi poi mantenuti per il resto della cala). Il tempo di precala è anch'esso correlato con la profondità ($R^2$=0,86), variando da circa 5 minuti sui fondali costieri fino a oltre 30 minuti per quelli più profondi.

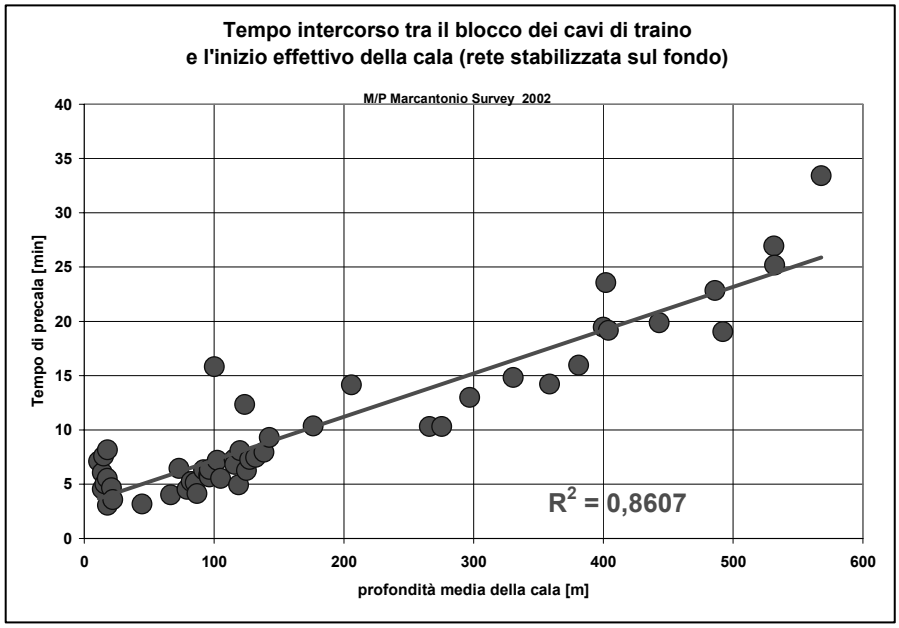



Fig. 4 - Tempo di precala in funzione della profondità.
*Descent duration related to depth.*

In conclusione il pattern di comportamento delle due reti appare molto simile, sebbene con valori assoluti notevolmente diversi in conseguenza delle differenze strutturali: l'apertura orizzontale della rete raddoppia nell'intervallo batimetrico esa-

minato mentre quella verticale è praticamente costante. Il consistente aumento dei tempi di precala e la riduzione della velocità effettiva di pesca, alle profondità maggiori, determinano comunque il rischio di sovrastimare le aree strascicate e quindi di sottostimare le risorse nelle zone più profonde, in mancanza di un impiego sistematico degli strumenti elettroacustici di misura. Tutto ciò suggerisce inoltre l'utilizzo di un campionatore unico per tutte le UU.OO. GRUND e di un protocollo comune più dettagliato.

**Bibliografia**

AUTERI R., ABELLA, A., BAINO R., SERENA F., SILVESTRI R., VOLIANI A. (2003) – Valutazione delle risorse demersali. Relazione per il triennio 2000-2002. MIPAF: 148 pp.

BERTRAND J.A., LEONORI I., DREMIÈRE P.Y., COSIMI G. (2002) – Depth trajectory and performance of a trawl used for an international bottom trawl survey in the Mediterranean. *Sci. Mar*., **66** (Suppl. 2): 169-182.

COSIMI G., LEONORI I., SALA A., PALUMBO V. (2001) – Principali attrezzi per la pesca professionale marittima-sistematica e normativa. (Cap. XI) In: M.E. Gramitto, (La gestione della pesca marittima in Italia. Fondamenti tecnico-biologici e normative vigenti. *CNR - Monografie scientifiche, serie scienze e tecnologie dell'ambiente*: 241-265.

FIORENTINI L., COSIMI G., SALA A., PALUMBO V. (1994) – Caratteristiche e prestazioni delle attrezzature a strascico impiegate per la valutazione delle risorse demersali in Italia. *Biol. Mar. Medit.,* **1** (2): 115-134.

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.

FIORENTINI L., COSIMI G., LEONORI I., PALUMBO V., SALA A. (1999) – Contributo allo studio della selettività ed alla intercalibrazione delle attrezzature da pesca utilizzate per la valutazione delle risorse demersali GRUND. Valutazione delle Risorse Demersali, Tecnologia della Pesca. Rapporto Finale MIPAF: 11 pp.

GRECO S., RINELLI P., GIORDANO D., ROMEO T., BOTTARI T., FLORIO G., CONSOLI P., BUSALACCHI B., FABBRONI F. (2003) – Valutazione delle risorse demersali. Relazione per il triennio 2000-2002. MIPAF: 142 pp.

LEONORI I., COSIMI G., PALLADINO S., SALA A., PALUMBO V. (2003) - Valutazione delle Risorse Demersali, Tecnologia della pesca (GRUND 3-U.O. 12). Rapporto Finale MIPAF: 18 pp.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 716-720

F. Bianchi, E. Ravagnan, F. Acri, F. Bernardi Aubry, A. Boldrin,
E. Camatti, D. Cassin, M. Turchetto

CNR, Istituto di Scienze Marine, Sistemi Marini e Costieri, Castello 1364/A - 30122 Venezia, Italia.

# FLUSSI DI NUTRIENTI E DI MATERIALE PARTICELLATO TRA LA LAGUNA DI VENEZIA ED IL MARE ADRIATICO ATTRAVERSO LA BOCCA DI PORTO DEL LIDO. CAMPAGNE STAGIONALI 2001-02

# *FLUXES OF NUTRIENTS AND PARTICULATE MATTER BETWEEN THE VENICE LAGOON AND THE ADRIATIC SEA THROUGH THE LIDO INLET. SEASONAL CAMPAIGNS 2001-02*

***Abstract***

*Preliminary calculations of fluxes and budgets of nutrients and particulate matter between the Venice lagoon and the Adriatic sea, derived from short-time seasonal samplings through the Lido inlet, are reported and discussed. Results highlighted very high current speed and discharges. Fluxes of nutrients and seston were variable, according to seasonal period, tide level and phytoplankton blooms, that occurred in the lagoon in winter and summer. Suspended matter budgets confirmed that erosion dominated on deposition in the lagoon of Venice.*

***Key-words:*** *lagoon of Venice, nutrients, suspended particulate matter, tide, fluxes.*

## Introduzione

L'incremento delle frequenze dei casi di "acqua alta", associati ai conseguenti problemi di degrado della città di Venezia, sono tuttora tra i più accesi argomenti di dibattito riportati dagli organi di stampa, ulteriormente amplificati dopo la recente approvazione, da parte del Parlamento Italiano, della costruzione del sistema di dighe mobili, atte a difendere la laguna dalle alte maree eccezionali. Particolare enfasi è stata posta sulle variazioni dei flussi del materiale disciolto e particellato scambiato tra laguna e mare attraverso le bocche di porto, che la costruzione e l'utilizzo di tali barriere inevitabilmente comporterà. Tuttavia, a fronte delle numerose considerazioni riportate dalla stampa, la letteratura scientifica contempla solo pochi contributi sull'argomento, principalmente a livello di rapporti tecnici (ISDGM/CNR, 1978a, 1978b, 1979; OGS, dati non pubblicati; Consorzio Venezia Nuova, 2002). In questo contesto, l'Istituto di Scienze Marine – Sistemi Marini e Costieri di Venezia ha intrapreso uno studio pluriennale per quantificare in dettaglio la variabilità stagionale, a scala mareale, dell'idrologia, del materiale particellato e del plancton alle bocche di porto di Lido, Malamocco e Chioggia. Questo consentirà la stima dei flussi laguna-mare ed il calcolo delle relative quantità scambiate. Poiché la fase sperimentale del programma è tuttora in corso di svolgimento presso Malamocco e Chioggia, in questo lavoro vengono riportati alcuni risultati sui flussi ed i bilanci laguna-mare calcolati in via preliminare per la bocca di porto di Lido.

## Materiali e metodi

I campionamenti sono stati effettuati per 48 h totali, con un intervallo di 3 h (8 cicli di marea), in condizioni di marea sizigiale (per la stima della massima varia-

bilità), in una stazione situata al centro della bocca di porto, in prossimità di un correntometro ADCP ancorato al fondo (Gacic *et al.*, 2002; Fig. 1). I profili verticali si sono ottenuti da sonda multiparametrica, i campionamenti discreti mediante bottiglia Niskin alla quota di 5 m, livello che rappresenta la migliore integrazione lungo la colonna. I nutrienti sono stati filtrati su filtri Whatman GF/F (porosità nominale ≈ 0.7 μm) ed analizzati con autoanalizzatore Systea-Alliance, secondo Strickland e Parsons (1972) e Hansen e Koroleff (1999). Il materiale sospeso totale (TSM), filtrato su filtri Whatman GF/F pre-pesati, è stato analizzato secondo il metodo gravimetrico; la percentuale organica è stata determinata dopo incenerimento del filtro a 400 °C (Strickland e Parsons, 1972). I dati di marea sono stati forniti dal Centro Previsioni e Segnalazioni Maree del Comune di Venezia, i valori di velocità di corrente dall'Osservatorio Geofisico Sperimentale di Trieste. Si sono svolte quattro campagne stagionali: autunnale (novembre 2001), invernale (febbraio 2002), primaverile (maggio 2002), estiva (agosto 2002).

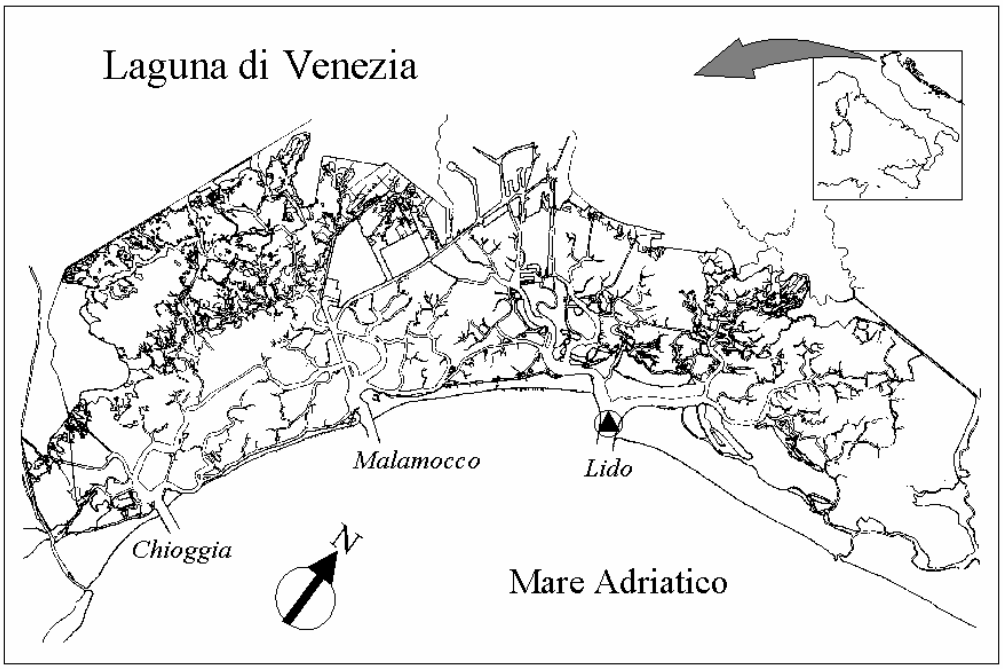



Fig. 1 - Laguna di Venezia: ubicazione della stazione di campionamento.
*Venice lagoon: sampling station.*

I flussi istantanei sono stati calcolati accoppiando le concentrazioni dei parametri, esaminati ogni 3 h, con i relativi valori di portata, ottenuta da misure di velocità e direzione di corrente attraverso una sezione media della bocca di Lido pari a circa 8272.73 $m^2$ (Arena, OGS, com. pers.). Tali flussi sono stati integrati per le 3 h di

intervallo tra campionamenti successivi; infine, mediante somma algebrica, sono stati calcolati i relativi bilanci in entrata e in uscita. Sono stati considerati 8 cicli di marea in inverno e primavera e 6 cicli in estate, a causa di un campionamento saltato per maltempo. In autunno, un fenomeno di acqua alta (+115 cm), determinato da forti venti da ENE (>20 $m \cdot s^{-1}$), ha forzatamente ridotto i campionamenti: pertanto, a causa di un numero insufficiente di valori su cui effettuare l'integrazione, con tale metodo non è stato possibile calcolare i bilanci relativi alla situazione autunnale.

## Risultati

I risultati hanno evidenziato velocità di corrente fino a 1.5 $m \cdot s^{-1}$, corrispondenti a portate superiori a 10000 $m^3 \cdot s^{-1}$ (Gacic *et al.,* 2002). Per confronto, si tenga presente che la portata media del fiume Po è di circa 1500 $m^3 \cdot s^{-1}$, con rari massimi puntiformi di 11000 $m^3 \cdot s^{-1}$. Il fenomeno dell'acqua alta, registrato nel novembre 2001, non ha generato né velocità di corrente né portate significativamente superiori rispetto alle altre condizioni stagionali.

I flussi laguna-mare dei nutrienti erano ampiamente variabili, in dipendenza dalle diverse condizioni stagionali e dall'altezza di marea, ma soprattutto dalla presenza di processi biologici di particolare intensità nelle acque lagunari interne, quali i blooms fitoplanctonici osservati in febbraio (con le diatomee dominanti, rappresentate da *Skeletonema costatum*) e agosto 2002 (con le nanoflagellate e *Nitschia frustulum* prevalenti) (Bernardi-Aubry e Acri, in stampa). La maggiore disponibilità dei nutrienti, propria del periodo tardo-invernale, veniva evidenziata dai flussi più elevati a febbraio rispetto alle altre situazioni stagionali, con valori di azoto inorganico totale (DIN), ortosilicato e ortofosfato rispettivamente > 250, 120 e 1 $\mu g\text{-at} \cdot dm^{-3} \cdot s^{-1}$, mentre i minimi, mediamente inferiori di 1 ordine di grandezza, erano propri del periodo estivo.

Tab. 1 - Bilanci dei nutrienti disciolti e del materiale sospeso attraverso la bocca di Lido, calcolati per le situazioni stagionali indicate ( + = esportazione dalla laguna; – = importazione verso la laguna).

*Budgets of dissolved nutrients and suspended matter through the Lido inlet (+ = export from the lagoon, – = import towards the lagoon).*

| | unità | Inverno (febbraio 2001) | Primavera (maggio 2002) | Estate (agosto 2002) |
|---|---|---|---|---|
| **Numero di cicli di marea** | | 8 | 8 | 6 (*) |
| **Numero di campionamenti** | | 17 | 17 | 13 |
| **Azoto inorganico totale (DIN)** | $kg \cdot d^{-1} \cdot 10^3$ | - 6.4 | + 32.8 | - 1.3 |
| **Ortosilicato** | $kg \cdot d^{-1} \cdot 10^3$ | - 6.9 | + 27.0 | + 9.4 |
| **Ortofosfato** | $kg \cdot d^{-1}$ | + 47.5 | - 20.9 | - 54.0 |
| **Materia sospesa totale (TSM)** | $kg \cdot d^{-1} \cdot 10^3$ | + 2376 | + 762 | + 1766 (**) |
| **Frazione sospesa inorganica** | % | 84 | 81 | 87 |
| **Frazione sospesa organica** | % | 16 | 19 | 13 |

(*) eliminati 2 cicli tidali per un campionamento annullato per maltempo.
(**) integrazione ridotta a 2 cicli di marea per la perdita di alcuni campioni.

I bilanci, calcolati per i nutrienti (Tab. 1), hanno evidenziato come in febbraio il DIN ed il silicio venivano importati dal mare, a causa degli intensi processi di

assimilazione in laguna per il bloom a diatomee. In estate, l'esplosione di nanoflagellate nelle acque lagunari ha causato un nuovo deficit di DIN, mentre il silicato, non assimilato da questo gruppo tassonomico, veniva esportato verso il mare. Questi dati, sebbene inattesi, concordano parzialmente con quanto osservato da altri autori negli anni '90 (Sfriso *et al.*, 1994), anche se a fronte di condizioni trofiche lagunari considerevolmente mutate nell'ultimo decennio, soprattutto a causa della notevole riduzione avvenuta a carico delle biomasse macroalgali, con conseguenti effetti su disponibilità e flussi dei nutrienti. I bilanci del fosfato mostravano un andamento diverso da quello degli altri nutrienti (Tab. 1), probabilmente a causa delle sue basse concentrazioni e del suo particolare chimismo, soprattutto per l'elevata capacità di adsorbimento e di formazione di composti insolubili.

Per quanto riguarda il materiale sospeso, in concomitanza dell'acqua alta autunnale si è osservata un'estesa risospensione dei sedimenti di fondo per i forti venti, che ha generato flussi >280 $kg \cdot s^{-1}$ in entrata dal mare. Flussi elevati, di natura sporadica, sono stati misurati anche a febbraio, per risospensione locale, ed agosto, per un episodio di maltempo.

Nel periodo considerato, la laguna ha sempre esportato materiale particellato attraverso la bocca di Lido, mostrando una dominanza dei fenomeni di erosione su quelli di sedimentazione: infatti, i bilanci del materiale sospeso totale (TSM) aumentavano progressivamente da 762 $kg \cdot d^{-1} \cdot 10^3$ in primavera a 1766 $kg \cdot d^{-1} \cdot 10^3$ in estate, fino ad un massimo invernale di 2376 $kg \cdot d^{-1} \cdot 10^3$, tutti nel verso laguna > mare, con un contributo della frazione inorganica compreso tra l'81% e l'85% del totale. Nella condizione di acqua alta autunnale, mancando alcuni campionamenti lungo più cicli di marea, non è stato possibile applicare il metodo dell'integrazione e, di conseguenza, verificare se ai flussi in entrata corrispondessero quantità di sospeso di diversa entità in uscita.

L'entità di questi bilanci risulta essere dello stesso ordine di grandezza di quelli riportati nel Rapporto Tecnico per la Valutazione dell'Impatto Ambientale delle Opere di Chiusura delle bocche (Consorzio Venezia Nuova, 2002).

**Ringraziamenti**

Si ringraziano: Franco Antonini, Arduino Cesca, Mauro Penzo, Giancarlo Arcari, Andrea Cucco (ISMAR – Sezione di Venezia) per la fattiva collaborazione; Franco Arena (OGS) per aver fornito i dati di corrente; Franca Pastore e Paolo Canestrelli (Centro Previsioni e Segnalazioni Maree del Comune di Venezia) per aver concesso i dati di vento e marea; il comandante e l'equipaggio della N/O "U. D'Ancona" per l'assistenza prestata.

**Bibliografia**

BERNARDI AUBRY F., ACRI F. (in stampa) - Phytoplankton seasonality and exchange in the lagoon of Venice. *J. Mar. Sys.*

CONSORZIO VENEZIA NUOVA (2002) - Nuovi interventi per la salvaguardia di Venezia. Quadro di riferimento ambientale. Volume A – Analisi degli impatti. Rapporto Tecnico: 114 pp.

GACIC M., KOVACEVIC V., MAZZOLDI A., PADUAN J., ARENA F., MANCERO MOSQUERA I., GELSI G., ARCARI G. (2002) - Measuring water exchange between the Venetian lagoon and the open sea. *Eos, Trans. AGU*, **83**: 217-222.

HANSEN H.P., KOROLEFF F. (1999) - Determination of nutrients. In: Grasshoff K., Cremling K., Erhardt M. (eds), *Methods of Seawater Analysis*, Wiley-VCH Verlag: 159-228.

ISDGM/CNR (1978a) - Campagna di misure 15-18 giugno 1977. Bocca di porto di Malamocco. Technical Report TR98: 156 pp.

ISDGM/CNR (1978b) - Relazione preliminare sui risultati delle campagne di misura in laguna, nell'ambito del "Modello scambio laguna-mare in termini di parametro salinità". Technical Report

TR99: 144 pp.
ISDGM/CNR (1979) - Campagna di misure 16 e 27 ottobre 1978. Bocca di Porto di Malamocco. Technical Report TR77: 44 pp.
SFRISO A., MARCOMINI A., PAVONI B. (1994) - Annual nutrient exchanges between the central lagoon of Venice and the northern Adriatic Sea. Sci. Total Environ., **156**: 77-92.
STRICKLAND J.D.H., PARSONS T.R. (1972) - A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Bd. Canada*, **167**: 331 pp.

Lavoro svolto grazie al finanziamento concesso dal CORILA nell'ambito del Programma di Ricerca 2000-2004 sulla Laguna di Venezia (Linea 3.5, WBS 2, contratto 615/00).

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 721-723

R. Cannas, A.M. Deiana, S. Salvadori, E. Coluccia

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università di Cagliari,
Viale Poetto, 1 - 09126 Cagliari, Italia.
rcannas@unica.it

# DATI PRELIMINARI SULLA CARIOLOGIA DI *PANULIRUS REGIUS* DE BRITO CAPELLO, 1864 (CRUSTACEA, DECAPODA)

## *PRELIMINARY DATA ON THE KARYOLOGY OF* PANULIRUS REGIUS *DE BRITO CAPELLO, 1864 (CRUSTACEA, DECAPODA)*

***Abstract***

*We studied the mitotic and meiotic chromosomes of* Panulirus regius *(Decapoda, Palinuridae). The analysis of several metaphases allowed to identify the diploid and aploid chromosome number: 2n=158 and n=79. C and fluorochrome banding allowed to localize and characterize constitutive heterochromatin.*

***Key-words:*** *marine crustaceans, cytogenetics, meiosis, mitosis.*

## Introduzione

Nell'ambito di uno studio sulle caratteristiche citogenetiche e molecolari delle aragoste mediterranee abbiamo studiato i cromosomi mitotici e meiotici dell'aragosta reale o aragosta verde, *Panulirus regius* De Brito Capello, 1864. La specie, distribuita nell'Atlantico orientale dal Marocco all'Angola meridionale, è segnalata sporadicamente nel Mediterraneo occidentale lungo le coste spagnole e francesi (Holthuis, 1987).

## Materiali e metodi

Gli esemplari oggetto di studio sono stati reperiti presso la grande distribuzione e appartengono a popolazioni atlantiche. I preparati cromosomici sono stati ottenuti dal tessuto testicolare mediante metodo diretto (Deiana *et al.*, 1996). I cromosomi sono stati colorati con il colorante di Wright e sono stati studiati con le tecniche del bandeggio C (secondo Deiana *et al.*, 1996), bandeggio con fluorocromi DAPI (secondo Schweizer, 1976) e Quinacrina (secondo Phillips e Hartley, 1988).

## Risultati

Il cariotipo di *P. regius* è composto di piccoli cromosomi meta-, submeta-, ed acrocentrici. In metafase della prima divisione meiotica sono visibili tetradi con diversa morfologia: a forma di otto (tre chiasmi), ad anello (due chiasmi), a croce (un chiasma interstiziale) e a manubrio (appaiamento terminale) (Fig. 1A). Il conteggio di numerose piastre metafasiche ha permesso di definire il numero cromosomico diploide della specie 2n=158 e il numero cromosomico aploide n=79. Dopo bandeggio C sono state evidenziate bande eterocromatiche nella regione centromerica o paracentromerica della maggior parte delle coppie cromosomiche (Fig. 1B). Tali regioni sono prevalentemente ricche in basi Adenina-Timina come evidenziato dalla colorazione con i fluorocromi AT-specifici DAPI (Fig. 1D) e Quinacrina (Fig. 1E).

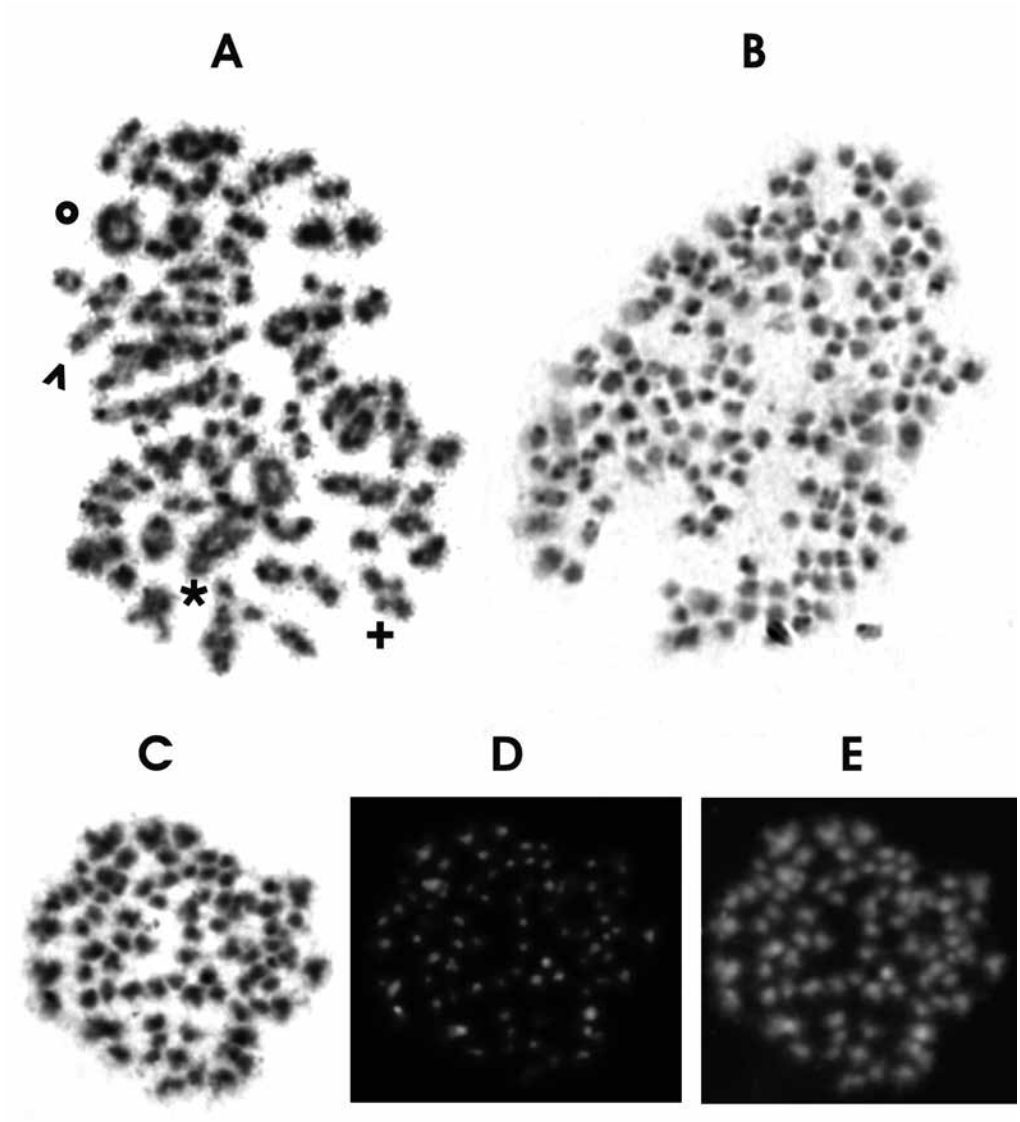



Fig. 1 - A) metafase meiotica I dopo colorazione di Wright; sono visibili tetradi a otto (*), ad anello (°), a croce (+) e a manubrio (>). B) metafase mitotica dopo bandeggio C. Colorazione sequenziale di una metafase meiotica II con Wright (C), DAPI (D) e Quinacrina (E).

*A) meiotic metaphase I after Wright's staining. Tetrads eight-shaped (*), ring (°), cross (+) and dumb-bell shaped (>) are visible. B) mitotic metaphase after C-banding. Sequential staining of a meiotic metaphase II: Wright's (C), DAPI (D) and Quinacrine (E).*

## Conclusioni

L'analisi citogenetica ha permesso di definire il numero cromosomico della specie, la morfologia dei cromosomi e delle figure meiotiche ed effettuare una preliminare analisi comparativa tra le specie di aragoste mediterranee a scopo evolutivo e filogenetico. Rispetto alle altre specie mediterranee studiate (Salvadori *et al.*, 1995; Coluccia *et al.*, 2003), *P. regius* presenta un numero di cromosomi superiore; in questa specie, inoltre, sono assenti cromosomi soprannumerari la cui presenza è stata dimostrata in *P. elephas, P. mauritanicus* e in altri crostacei decapodi (Deiana *et al.*, 1996; Coluccia *et al.*, 2001).

### Bibliografia

COLUCCIA E., CAU A., CANNAS R., MILIA A., SALVADORI S., DEIANA A.M. (2001) - Mitotic and meiotic chromosomes of the American lobster *Homarus americanu*s (Nephropidæ, Decapoda). *Hydrobiologia,* **449**: 149-152.

COLUCCIA E., SALVADORI S., CANNAS R., DEIANA A.M. (2003) - Studio dei cromosomi mitotici e meiotici di *Palinurus mauritanicus* (Crustacea, Decapoda). *Biol. Mar. Medit.*, **10** (2): 1069-1071.

DEIANA A.M., COLUCCIA E., MILIA A., SALVADORI S. (1996) – Supernumerary chromosomes in *Nephrops norvegicus* (Crustacea, Decapoda). *Heredity*, **76**: 92-99.

HOLTHUIS L.B. (1987) - *Fiches FAO d'identification del espèces pour le besoins de la pêche. Mediterranée et mer Noire. Zone de pêche 37*. Roma, FAO, **1**: 760 pp.

PHILLIPS R.B., HARTLEY S.E. (1988) - Fluorescent banding patterns of the chromosomes of the genus *Salmo*. *Genome,* **30**: 193-197.

SALVADORI S., COLUCCIA E., MILIA A., DAVINI M.A., DEIANA A.M. (1995) - Studio sulla cariologia di *Palinurus elephas* Fabr. (Crustacea, Decapoda). *Biol. Mar. Medit.*, **2** (2): 581-583.

SCHWEIZER D. (1976) - Reverse fluorescent chromosome banding with chromomycin and DAPI. *Chromosoma*, **58**: 307-320.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 724-728

M. Labate, S. Desantis, G.M. Labate, A. Tursi

Lab. di Citologia e Istologia, Dip. di Zoologia dell'Università di Bari, Campus Universitario,
Via E. Orabona, 4 – 70125 Bari, Italia.
m.labate@biologia.uniba.it

# MODIFICAZIONI STAGIONALI DELL'ULTRASTRUTTURA DELLA GHIANDOLA ANDROGENICA DEL GAMBERO *ARISTAEOMORPHA FOLIACEA*

# *SEASONAL CHANGES IN THE ULTRASTRUCTURE OF THE ANDROGENIC GLAND OF THE SHRIMP* ARISTAEOMORPHA FOLIACEA

***Abstract***

*Androgenic gland of shrimp* Aristaeomorpha foliacea *collected in April, May and September is constituted of two types of cells distinguishable from each other because the first type cell is more small and electron-dense than the second cell type. The two types of cells represent the active and degenerative stage, respectively of a same cell type. The gland, in April, showed the electron dense cells with dilated mithocondria, poor of tubular cristae, and thin basal membrane; in May, showed more small mithocondria with tubular cristae and thicker basal membrane; in September, the gland showed only the electron-dense cells with greater mithocondria and more thick basal membrane. Seasonal changes of androgenic gland might control testicular activity.*

***Key-words:*** *Crustacea, androgenic gland, ultrastructure, reproduction.*

## Introduzione

La ghiandola androgenica controlla il differenziamento e lo sviluppo dei testicoli e dei caratteri sessuali secondari nei Crostacei (Taketomi *et al.*, 1996; Khalaila *et al*., 2002).

In individui di *Aristeus antennatus* di sesso femminile la somministrazione di omogenati della ghiandola androgenica o l'impianto di sue cellule inducono inibizione della vitellogenesi fino all'inversione sessuale (Suzuki e Yamaski, 1998; Fowler e Leonard, 1999). L'ablazione della ghiandola androgenica (andrenectomia) causa la perdita dei caratteri sessuali secondari e blocco del differenziamento spermatogoniale (Sagi *et al*., 1990; Mohamed e Diwan, 1991).

Poiché i maschi di *Aristaeomorpha foliacea*, ritenuti maturi dal punto di vista macroscopico, mostrano variazioni stagionali dell'attività spermatogenetica (Desantis *et al*., 2002) si è ritenuto importante indagare sulle eventuali modificazioni stagionali della ghiandola androgenica.

La ricerca è stata condotta mediante l'uso del TEM sia per osservare il più dettagliatamente possibile le caratteristiche citologiche sia per la mancanza di studi ultrastrutturali sulla ghiandola androgenica di *Aristaeomorpha foliacea.*

## Materiali e metodi

Le ghiandole androgeniche di tre maschi maturi di *Aristaeomorpha foliacea,* catturati in aprile, maggio e settembre 2000 nel mar Ionio settentrionale, sono state fissate per 4 ore a 4 °C in glutaraldeide 3% diluita in tampone sodio cacodilato 0.1 M (pH 7.2), post-fissate in $OsO_4$ 1% per 2 ore a 4 °C, disidratate in etanolo ed incluse in

Araldite 502. Sezioni ultrafini sono state colorate con acetato di uranile e citrato di piombo ed osservate al microscopio elettronico Zeiss EM 109.

## Risultati

La ghiandola androgenica è costituita da cordoni di cellule cuboidali delimitati da una membrana basale mostranti, rispettivamente, elettron-densità e spessore variabile nel tempo.

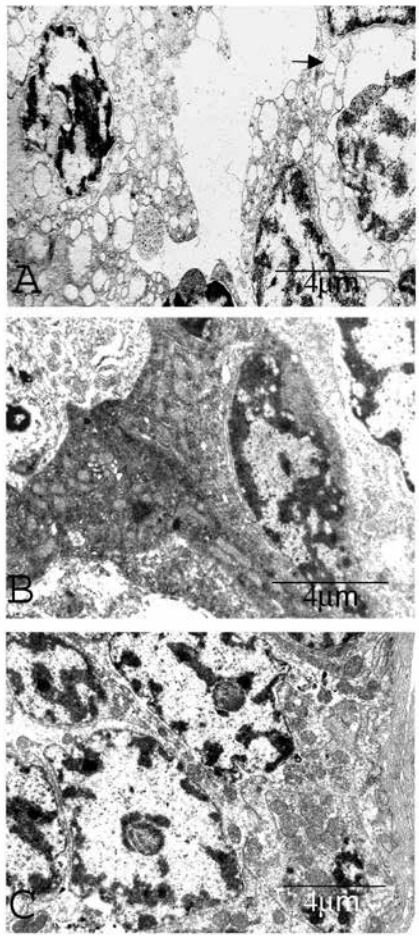



Fig. 1 - Micrografie elettroniche delle cellule della ghiandola androgenica di *Aristaeomorpha foliacea*. A: sezione di ghiandola di un esemplare di maschio catturato in aprile. Freccia: cellula apoptotica elettron-lucente. B: da esemplare catturato in maggio. C: sezione di ghiandola priva di cellule apoptotiche elettron-lucenti, da esemplare catturato in settembre. Acetato di uranile-citrato di piombo. ×82500.

*Electron micrographs ofandrogenic gland of* Aristaeomorpha foliacea*. A: Sectionfrom male collected in April. Arrow: Apoptotic cell. B: sectionfrom male collected in May. C: section of androgenic gland without apoptotic cell collected in September. Uranil acetate–lead citrate. ×82500.*

In aprile, la ghiandola è costituita soprattutto da cellule con citoplasma moderatamente elettron-denso con qualche cellula dal citoplasma elettron-lucente (Fig. 1A). Sono elettron-lucenti gli elementi in degenerazione. Il nucleo è di forma irregolare, ricco di zolle di eterocromatina. Il citoplasma è caratterizzato da mitocondri di 1-3 μm elettron-lucenti fittamente diffusi con qualche cresta tubulare (Fig. 2A).

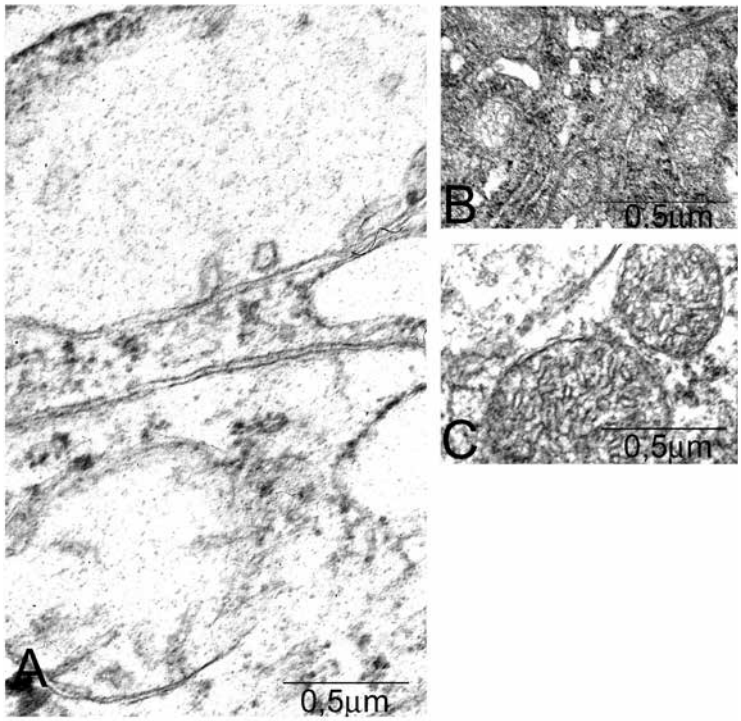



Fig. 2 - Variazioni stagionali dell'ultrastruttura dei mitocondri. A: mitocondri dilatati poveri di creste tubulari da cellule elettron-dense (attive) in sezioni di ghiandola di un esemplare catturato in Aprile. B: piccoli mitocondri a creste tubular da cellule elettron-dense in sezioni di ghiandola di un esemplare catturato in maggio. C: mitocondri ortodossi da cellule elettron-dense di ghiandola di un esemplare catturato in settembre. Acetato di uranile-citrato di piombo. ×49000.

*Seasonal ultrastructural changes of mitochondria. A: dilated mitochondria in electron-dense cells (actrve) from the androgenic gland collected in April. B: small mitochondria inelectron-dense cells of androgenic gland collected in May. C: normal morphology of mitochondria in electron-dense cells of androgenic gland collected in September. Uranil acetate-lead citrate. ×49000.*

Numerose sono le cisterne del RER che si presentano dilatate. Numerosi i polisomi. La membrana basale, ha uno spessore di circa 170 nm ed appare costituita da 2-3 strati di materiale elettron-denso (Fig. 3A).

In maggio, la ghiandola è formata sia da cellule fortemente elettron-dense strutturate a reticolo sia da cellule elettron-lucenti in stato di avanzata degenerazione

(Fig. 1B). Le prime, di forma oblunga, presentano un alto rapporto nucleo-plasmatico, e nel citoplasma contengono scarsi profili di RER e piccolissimi mitocondri di 0.25-0,30 µm a creste tubulari (Fig. 2B). La membrana basale, spessa 320 nm, sembra costituita da 4-5 strati di strutture finemente tubulari immerse in un intreccio di materiale filamentoso (Fig. 3B).

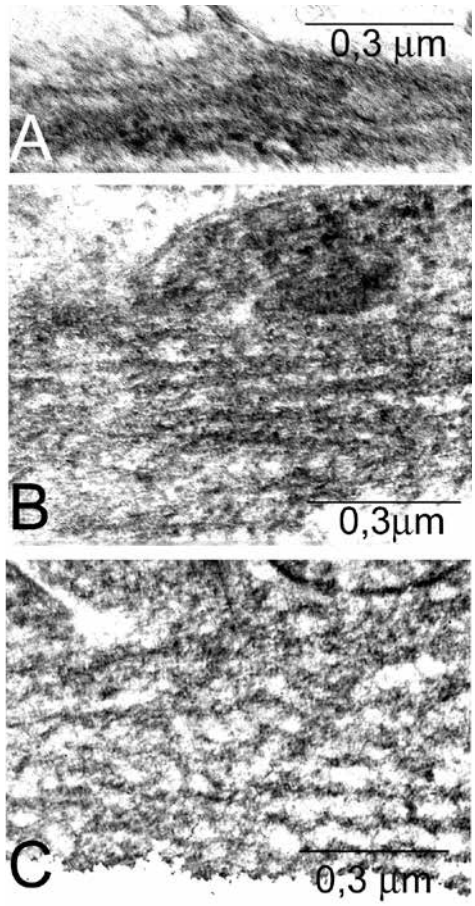



Fig. 3 - Variazioni stagionali della membrana basale della ghiandola androgenica. A: 2-3 strati nelle sezioni della ghiandola di un esemplare catturato in Aprile. B: 4-5 strati nelle sezioni della ghiandola di un esemplare catturato in maggio. C: 7-8 strati nelle sezioni della ghiandola di un esemplare catturato in settembre. Acetato di uranile-citrato di piombo. ×82500.

*Seasonal changes of basal membrane. A: 2-3 layers in androgenic gland collected in April. B: 4-5 layers in androgenic gland collected in May. C: 7-8 layers in androgenic gland collected in September. Uranil acetate-lead citrate. ×82500.*

In settembre, la struttura dell' organo è a cordoni di cellule tutte di moderata elettron-densità e con elevato rapporto nucleo-plasmatico (Fig. 1C). Queste cellule

sono caratterizzate da notevole ricchezza di mitocondri elettron-densi a creste tubulari orientate irregolarmente. I mitocondri (Fig. 2C) misurano µm 0,5-3. Le cisterne del RER si presentano modestamente dilatate. Numerosi sono i polisomi. La membrana basale, spessa 500 nm, è costituita da 7-8 strati (Fig. 3C).

## Conclusioni

In aprile i testicoli contengono pochi spermatogoni e molti spermatociti e spermi. Nei mesi successivi si attua un progressivo ritorno ad una prevalenza spermatogoniale condivisa con spermi residui.

Queste osservazioni evidenziano che la ghiandola androgenica di *Aristaeomorpha foliacea* subisce modificazioni strutturali stagionali che sono in correlazione con l' attività testicolare (Desantis *et al*. 2002; Khalaila *et al*., 2002).

### Bibliografia

DESANTIS S., LABATE M., CIRILLO F., LABATE G.M., MAIORANO P., D' ONGHIA G. (2002) – Testicular activity and sperm glycoproteins in giant red shrimp *Aristaeomorpha foliacea*. *J. Northw. Atl. Sci.,* **31**: 1-8.

FOWLER R.J., LEONARD B.V. (1999) – The structure and function of the androgenic gland in *Cherax destructor* (Decapoda: Parastacidae). *Aquaculture,* **171**: 135-148.

MOHAMED K.S., DIWAN A.D. (1991) – Effect of androgenic gland ablation on sexual characters of the male Indian prawn *Penaeus indicus* H. Milne Edwards. *Ind. J. Experim. Biol.,* **29**: 478-480.

KALAILA I., MANOR R., WEIL S., GRANOT Y., KELLER R., SAGI A. (2002) – The eyestalk-androgenic gland-testis endocrine axis in the crayfish *Cherax quadricarinatus. Gen. Comp. Endocrinol.,* **127**: 147-156.

SAGI A., COHEN D., MILNER Y. (1990) – Effect of androgenic gland ablation on morphotypic differentiation and sexual charateristics of male freshwater prawns, *Macrobrachium rosenbergii. Gen. Comp. Endocrinol.,* **77**: 15-22.

SUZUKI S., YAMASAKI K. (1998) – Sex-reversal of male *Armadillium vulgare* (Isopoda, Malacostraca, Crustacea) following andrectomy and partial gonadectomy. *Gen. Comp. Endocrinol.,* **83**: 371-378.

TAKETOMI Y., MURATA M., IMAKADO K. (1996) – On the androgenic gland of the crayfish, *Procambarus clarkii*. I. Seasonal changes in the cell structure of the androgenic gland of crayfish, *Procambarus clarkii*. *Mem. Fac. Gen. Educat. Kumamoto University, Nat. Sc.,* **31**: 65-72.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 729-733

F. Magillo, M. Faimali, S. Geraci

CNR – ISMAR Sezione di Genova, Via De Marini, 6 - 16100 Genova, Italia.

# ANALYSIS OF CYPRIDS EXPLORATORY BEHAVIOUR BY MEANS OF TRACKING TECHNIQUES: ANALOGY WITH WATER MAZE LEARNING EXPERIMENTS

## *ANALISI DEL COMPORTAMENTO ESPLORATIVO DI LARVE CYPRIS MEDIANTE TECNICHE DI TRACCIAMENTO: ANALOGIA CON ESPERIMENTI DI APPRENDIMENTO*

***Abstract***

*Different track descriptors are considered to analyse exploratory behaviour of cypris larvae of* Balanus amphitrite *Darwin (Crustacea: Cirripedia). Two different substrata (biofilmed and unfilmed) have been tested with both behavioural tracking and settlement tests. Significant differences of descriptors between surfaces are discussed, proving detection of settlement inhibition from exploring behaviour.*

***Key-words***: Balanus amphitrite*, biofilms, exploratory behaviour, tracking, larval settlement.*

## Introduction

Larval development of *Balanus amphitrite* Darwin (Crustacea: Cirripedia) terminates with a cyprid stage that is specialised for active site selection and permanent attachment to surfaces (competence). Barnacle cyprids can swim using their thoracopods, or explore potential substrata for settlement using antennules (Lagersson & Høeg, 2002). Cyprid exploratory behaviour consists of 3 phases at different spatial scales (Le Tourneux & Bourget, 1988): broad exploration (relatively straight paths on the surface), close exploration (frequent changes in direction and many short halts), and inspection (body-length scale), the last usually leading to settlement.

All the competent larvae of benthic invertebrates are exposed to various physical, chemical and biological cues as they approach a potential settlement surface (Berntsson *et al*., 2000; Mullineaux & Butman, 1991), biotic ones including bioorganic films over the surface: a marine "biofilm" is a highly hydrated slime layer composed of adsorbed macromolecules and attached microorganisms, mainly bacteria and diatoms (Wimpenny, 1996). Biofilms substantially alter the physical and chemical properties of submerged substrata, playing an important role in mediating settlement (Keough & Raimondi, 1995; Wieczorek & Todd, 1998).

Different video-tracking techniques have been frequently used in many studies concerning quantification of animal behaviours. The use of computer-aided tools and softwares make recorded behaviours more reliably because algorithms always work in the same way; yet, despite the large amount of raw data obtained during experiments, analyses are often limited to quite simple parameters and neglect many aspects of the recorded information (Spink *et al.*, 2001). Wolfer *et al.* (2001) developed a software package that specialises on off-line analysis of path data to assess maze learning and exploratory behaviour in mice, providing some important track descriptors. In such mazes, mice are trained to locate a platform hidden beneath opaque water (Morris, 1994): similarly, barnacle cyprids must locate a suitable site for settlement on the available surface.

Aim of this work is to utilise a series of descriptors in order to perform a more efficient extraction of information from raw data of *B. amphitrite* cyprids exploratory trajectories, and to evaluate if such descriptors could be used to distinguish behaviours toward different potential settlement surfaces.

## Materials and methods

*Test animals.* Adults of *B. amphitrite* were collected in Genoa harbour and maintained at 20 °C and 18:6 light:dark, in aerated 0.45 µm-filtered sea water (SW) at 37 PSU of salinity. Every 2 days, they were rinsed, monitored for spawning, then fed with *Tetraselmis suecica* Butcher (2-4 × $10^7$ cells/barnacle) and *Artemia salina* Leach (500-1000 larvae/barnacle). Nauplii were maintained in aerated 0.22 µm-filtered SW added with *T. suecica* (2-4 × $10^3$ cells/larva), water and food renewed every 2 days until they reached the cyprid stage (5-6 days). Newly metamorphosed cyprids were isolated by passing the larval culture through 2 filters (300 µm and 150 µm mesh in sequence), and individuals performing surface exploration were collected to be tested.

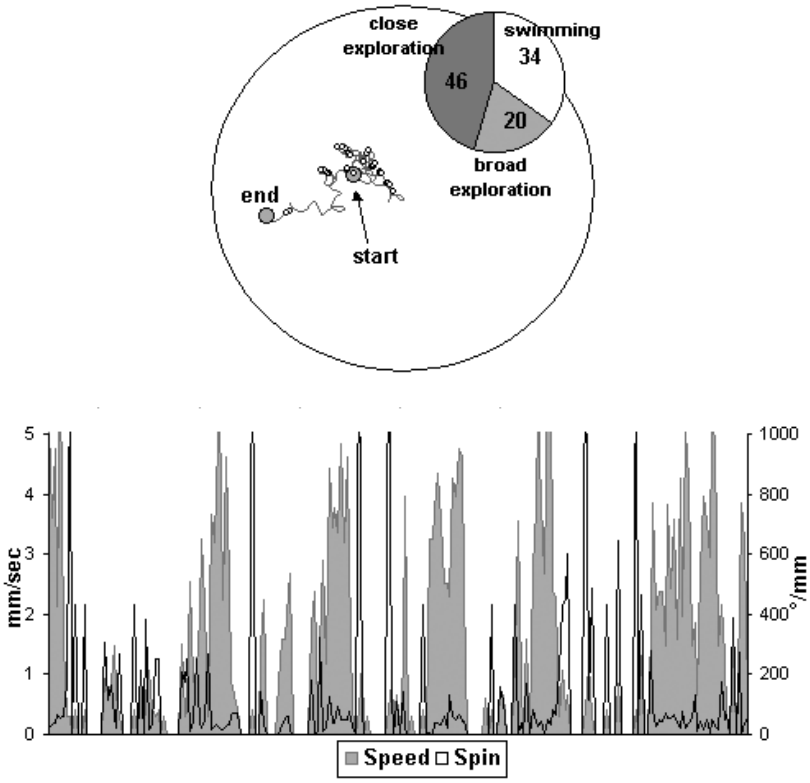



Fig. 1 - Example of represented path tracks and corresponding graphs of speed-spin plot versus time and of parametrisation of exploratory behaviour; ° = stops and rests.

*Esempio di traccia rappresentata e dei corrispondenti grafici di velocità-spin nel tempo e di parametrizzazione del comportamento esplorativo; ° = "stop" e "rest".*

*Behavioural tracking test.* Polystirene petri dish lids (Ø=35 mm) were kept immersed in unfiltered and aerated SW for 8 days at 20 °C and 18:6 light:dark in order to be colonised by marine biofilm. Before use, biofilmed lids were dip-rinsed in 0.22 µm-filtered SW. Unfilmed and biofilmed lids were then filled with 4 ml of 0.22 µm-filtered SW, added of 10-15 cyprids each, and placed into a darkened chamber under infrared monitoring light (Magillo *et al.*, 2003). Cyprid's behaviour was observed by an infrared-sensitive video-camera equipped with a 16 mm macro-focal lens, framing the entire lid surface (scale being 0.0738 mm/pixel), and digitally recorded by a frame grabber at 4 fps for 1 minute. The test was performed in 5 replicates for the 2 kinds of surface. Raw data of tracks, as x- and y-coordinates with time, were obtained employing an image analysis software. A series of track descriptors were calculated, some chosen among those currently used for larval tracking (Berntsson *et al.,* 2000; Thomason *et al.,* 2002; Tamburri *et al.,* 1992) and water maze learning experiments (Wolfer *et al.,* 2000), and others studied in order to quantify the cyprid exploratory phases described by Le Touneux & Bourget (1988) (Tab. 1). Quantification criteria were fixed by comparison of direct observations during preliminary tests: time spent

Tab. 1 - Results of track descriptors and settlement test: mean and (mean standard error).
*Risultati dei descrittori di traccia e del test di insediamento: media ed (errore standard della media).*

| **BEHAVIORAL TRACKING TEST** | | | |
|---|---|---|---|
| Track descriptor | Unfilmed surface | Biofilmed surface | Difference |
| **Descriptors currently used for larval tracking** | | | |
| Speed (time spent immobile excluded, mm/sec) | 0.82 (0.06) | 1.02 (0.10) | Not significant |
| Speed (time spent immobile included, mm/sec) | 0.28 (0.07) | 0.48 (0.09) | Not significant |
| NGDR (Net-to-gross displacement ratio, unitless) | 0.281 (0.031) | 0.313 (0.041) | Not significant |
| Mean spin (spin = turning angle / distance, °/mm) | 110.1 (11.7) | 117.2 (9.8) | Not significant |
| RCDI (Rate of change in direction, °/sec) | 116.1 (10.9) | 141.0 (9.6) | Not significant |
| **Descriptors currently used for water maze learning in mice** | | | |
| Tortuosity (°/mm) | 641.0 (15.3) | 472.7 (46.2) | $p<0.01$ |
| Number of signed curves (angles > 90°) | 25.6 (2.6) | 34.4 (3.2) | $p<0.05$ |
| Time spent immobile (%) (speed < 0.0728 mm/sec) | 71.1 (3.4) | 60.1 (2.5) | $p<0.01$ |
| Number of stops (cyprid immobile for < 5 sec) | 24.57 (1.85) | 25.83 (0.99) | Not significant |
| Number of rests (cyprid immobile for > 5 sec) | 1.12 (0.13) | 1.11 (0.11) | Not significant |
| Mean duration of rests (sec) | 16.87 (2.61) | 8.75 (1.56) | $p<0.05$ |
| Number of locomotor bursts (separated by periods of inactivity or speed lowerings > 1mm/sec) | 13.77 (2.82) | 23.65 (3.72) | $p<0.05$ |
| Mean duration of locomotor bursts (sec) | 0.23 (0.01) | 0.29 (0.01) | $p<0.01$ |
| **Quantification of cyprid exploratory phases** | | | |
| Time spent exploring (%) | 95.6 (1.6) | 90.5 (2.4) | Not significant |
| Broad exploration (%) | 17.4 (1.1) | 22.9 (1.0) | $p<0.01$ |
| Close exploration (%) | 40.3 (3.4) | 41.4 (3.4) | Not significant |
| Inspection (%) | 37.9 (4.1) | 26.2 (2.5) | $p<0.05$ |
| **SETTLEMENT TEST** | | | |
| Time for settlement | Unfilmed surface | Biofilmed surface | Difference |
| 24 hours (1 day) | 6.3 (2.1) | 4.1 (1.8) | Not significant |
| 48 hours (2 days) | 23.4 (4.2) | 23.3 (5.6) | Not significant |
| 72 hours (3 days) | 41.9 (3.7) | 40.6 (6.0) | Not significant |
| 96 hours (4 days) | 60.4 (5.4) | 53.2 (6.5) | Not significant |
| 168 hours (7 days) | 76.2 (3.7) | 64.0 (4.2) | Not significant |
| 240 hours (10 days) | 79.0 (4.6) | 69.5 (3.6) | $p<0.05$ |

exploring for a single cyprid was the percent of frames in which its speed was < 1.5 mm/sec (otherwise it was swimming), and exploration was differentiated into broad (0.5 < speed < 1.5 mm/sec, or speed < 0.5 mm/sec and spin < 300°/mm), close (speed < 0.5 mm/sec and spin > 300°/mm, or cyprid immobile but not resting), and inspection (cyprid was resting). In order to manage descriptors heterogeneity, a predefined Excel worksheet was used to calculate all parameters and give track representations (Fig. 1).

*Settlement test.* Petri dishes (Ø=35 mm) were biofilmed as already described. Unfilmed and biofilmed lids were filled with 6 ml of 0.22µm-filtered SW, added of 20-35 cyprids each, and maintained at 20 °C and 18:6 light:dark. Settled (permanently attached) individuals were counted after 24-48-72-96-168-240 hours under dissecting microscope. The test was performed in 5 replicates.

## Results and conclusions

Calculated tracks descriptors and counts from the settlement test are provided in Tab. 1, with indication of statistically significant differences (SNK test).

*B. amphitrite* cyprids have been most frequently used for studies on effects of biofilms on barnacle settlement (see review by Wieczorek & Todd, 1998). Bacterial films grown in the field and in the laboratory had a variety of effects on attachment of cyprids: inhibitory effects were mainly reported, although differences were found, especially related to different ages and compositions of biofilms, with both field and laboratory settlement tests (Olivier *et al.*, 2000; Wieczorek & Todd, 1998). The preference for a biofilmed or unfilmed substratum have also been proven to depend on cyprids age; however, Harder *et al.* (2001) found that settlement of newly metamorphosed cyprids was inhibited by 5-days biofilm developed on polystirene petri dishes, according to our own data. Significant differences indicate a smaller-scale exploration of cyprids on unfilmed surface, confirmed by higher settlement: both tracking and settlement tests led to the same conclusion, the first developed within a considerably shorter time.

In previous works dealing with tracking of surface exploration behaviour of competent larvae, important descriptors have been left out (Berntsson *et al.,* 2000; Tamburri *et al.,* 1992; Thomason *et al.,* 2002). Our results evidentiate how track descriptors taken from water maze learning literature and quantification of the exploratory phases are particularly suitable in order to describe larval exploratory behaviour, and are essential in order to detect differences between unfilmed and biofilmed surfaces, even if further tests with other settlement cues are obviously needed to better understand exploring differences.

### References

BERNTSSON K.M., JONSSON P.R., LEJHALL M., GATENHOLM P. (2000) – Analysis of behavioural rejection of micro-textured surfaces and implication for recruitment by the barnacle *Balanus improvisus. J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* **251**: 59-83.

HARDER T.N., THIYAGARAJAN V., QIAN P.-Y. (2001) – Effect of cyprid age on the settlement of *Balanus amphitrite* Darwin in response to natural biofilms. *Biofouling*, **17**: 211-219.

KEOUGH M.J., RAIMONDI P.T. (1995) – Responses of settling invertebrate larvae to bioorganic films: effects of different types of biofilms. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* **185**: 235-253.

LAGERSSON N.C., HØEG J.T. (2002) – Settlement behavior and antennular biomechanics in cypris larvae of *Balanus amphitrite* (Crustacea: Thecostraca: Cirripedia). *Mar. Biol.,* **141**: 513-526.

LE TOURNEUX F., BOURGET E. (1988) – Importance of physical and biological settlement cues used at different spatial scales by the larvae of *Semibalanus balanoides*. *Mar. Biol.,* **97**: 57-66.

MAGILLO F., FAIMALI M., GERACI S. (2003) – Effect of cadmium chloride on the swimming behaviour of *Balanus amphitrite* (Crustacea: Cirripedia) larvae. *Biol. Mar. Medit.,* **10** (2): 1014-1017.

MORRIS R. (1994) – Development of a water-maze procedure for studying spatial learning in the rat. *J. Neurosci. Methods,* **11**: 47-60.

MULLINEAUX L.S., BUTMAN C.A. (1991) – Initial contact, exploration and attachment of barnacle (*Balanus amphitrite*) cyprids settling in flow. *Mar. Biol.,* **110**: 93-103.

OLIVIER F., TREMBLAY R., BOURGUET E., RITTSCHOF D. (2000) – Barnacle settlement field experiments on the influence of larval supply, tidal level, biofilm quality and age on *Balanus amphitrite* cyprids. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **199**: 185-204.

SPINK A.J., TEGELEMBOSCH R.A.J., BUMA M.O.S., NOLDUS L.P.J.J. (2001) – The EthoVision video tracking system – A tool for behavioral phenotyping of transgenic mice. *Physiology & Behavior,* **73**: 731-744.

TAMBURRI M.N., ZIMMER-FAUST R.K., TAMPLIN M. (1992) – Natural sources and properties of chemical inducers mediating settlement of oyster larvae: a re-examination. *Biol. Bull.,* **183**: 327-338.

THOMASON J.C., HILLS J., OCAMPO THOMASON P. (2002) – Field-based behavioural bioassays for testing the efficacy of antifouling coatings. *Biofouling*, **18**: 285-292.

WIECZOREK S.K., TODD C.D. (1998) – Inhibition and facilitation of settlement of epifaunal marine invertebrate larvae by microbial biofilm cues. *Biofouling*, **12**: 81-118.

WIMPENNY J. (1996) – Ecological determinants of biofilm formation. *Biofouling*, **10**: 43-63.

WOLFER D.P., MADANI R., VALENTI P., LIPP H.P. (2001) – Extended analysis of path data from mutant mice using the public domain software Wintrack. *Physiology & Behavior*, **73**: 745-753.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 734-736

F. Marcer, A. Gustinelli, M. Trentini, L. Castriota*, F. Andaloro*

Dipartimento di Sanità Pubblica Veterinaria e Patologia Animale, Università di Bologna,
Via Selmi, 3 - 40126 Bologna, Italia.
Dipartimento di Biologia evoluzionistica sperimentale, Università di Bologna,
Via Selmi, 3 - 40126 Bologna, Italia.
trentini@alma.unibo.it
*ICRAM sts, Palermo, Italia.

# INFESTAZIONE DA PLEROCERCOIDI DI *PTEROBOTHRIUM* SP. (CESTODA, PTEROBOTHRIIDAE) IN *XYRICHTYS NOVACULA*

# *INFECTION BY PLEROCERCI OF* PTEROBOTHRIUM *SP. (CESTODA, PTEROBOTHRIIDAE) IN* XYRICHTYS NOVACULA

***Abstract***

*We describe plerocerci of* Pterobothrium *sp. (Cestoda, Pterobothriidae) collected in 21 out of 24 razor fish* (Xyrichtys novacula)*, caught during October 2002, in the Mediterranean area close to Lampedusa's island (Italy). The positive fish showed a large number of larval stages in the serosa of different organs. All the parasites were removed, measured and observed under stereoscope, and then fixed and observed using light microscope and SEM (Scanning Electron Microscopy). Considering the morphological characters of the parasite found we established that it belongs to the Order Trypanorhyncha, genus* Pterobothrium*, species* P. sengalense*. This is the first description of larval stage of this species and the first report of its presence in Italy.*

***Key-words:*** *Cestoda, Trypanorhyncha*, Pterobothrium*,* Xyrichtys novacula.

## Introduzione

Nel corso di indagini sulla biologia di specie ittiche bentoniche mediterranee, è stata osservata una frequente parassitosi in pesci pettine (*Xyrichtys novacula*) pescati nelle acque circostanti l'isola di Lampedusa (AG).

*Xyrichtys novacula* rappresenta una specie ittica a carattere bentonico le cui carni sono particolarmente apprezzate nell'ambito di alcune realtà locali, dove il suo valore commerciale al mercato raggiunge anche valori piuttosto elevati.

Si è quindi condotta un'indagine parassitologica volta a definire l'identità degli agenti patogeni coinvolti, in modo da studiarne meglio l'epidemiologia nei nostri mari.

## Materiali e metodi

Nell'ottobre del 2002 è stato condotto un campionamento di 24 soggetti (tre femmine e ventuno maschi) di *Xyrichtys novacula*.

I pesci sono stati misurati, pesati singolarmente e su di essi sono stati effettuati l'esame necroscopico e parassitologico completo.

Gli elementi parassitari riscontrati sono stati isolati dai tessuti e contati in modo da valutare per ogni pesce l'intensità di infestazione (n° parassiti/ospite), quindi sono stati misurati e posti in soluzione fisiologica per osservarne a fresco le caratteristiche allo stereomicroscopio.

I parassiti sono stati successivamente fissati in alcool 70° e in AFA (Etanolo 95% + Aldeide Formica + Acido Acetico + Acqua Deionizzata) per le successive osservazioni.

Una parte dei parassiti è stata chiarificata in lattofenolo di Amman ed alcuni soggetti sono stati sottoposti alla colorazione col carminio boracico.

Per il miglior rilevamento delle loro caratteristiche morfologiche infine, alcuni esemplari sono stati disidratati attraverso passaggi seriali in alcool, inclusi in esametildisilazano, metallizzati con oro ed osservati al SEM con un JEOL 5200.

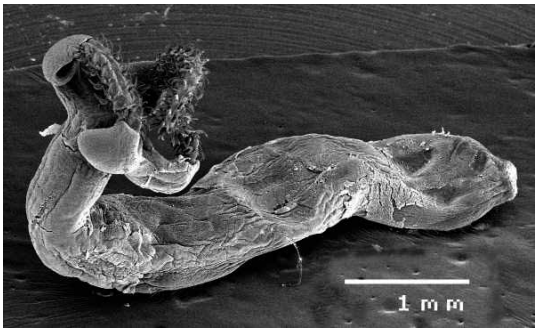
## Risultati

All'esame necroscopico i pesci non mostravano esternamente alterazioni evidenti, mentre all'apertura della cavità corporea in 21 (87,5%) soggetti su 24 esaminati sono state rinvenute numerose formazioni cistiche, riconducibili ad elementi parassitari, tenacemente infisse nello spessore delle sierose di numerosi organi, con particolare abbondanza a livello della vescica natatoria. In media la carica infestante era di 3 parassiti/ospite con un range di 1-11 parassiti/ospite.

Le formazioni cistiche, identificate come "blastocisti" di cestodi, si presentavano sacciformi, biancastre, di lunghezza variabile da 10 a 30 mm e costituite da una porzione cistica ingrossata avente dimensioni di 7-13 × 4 mm e da una porzione assottigliata lunga fino a 20 mm.

La dissezione della blastocisti ha permesso di evidenziare al suo interno la presenza di stadi larvali di cestodi.

L'osservazione condotta al microscopio ottico ha permesso di evidenziare le strutture componenti lo scolice: una *pars postbulbosa* con un orifizio a probabile funzione escretoria, una *pars bulbosa* al cui interno sono ben evidenti 4 bulbi muscolari e una *pars vaginalis*, composta da una zona in cui si estendono le guaine tentacolari e una denominata *pars bothridialis* in cui si sviluppano 4 botridi assai mobili, peduncolati, con altrettanti tentacoli retrattili armati.



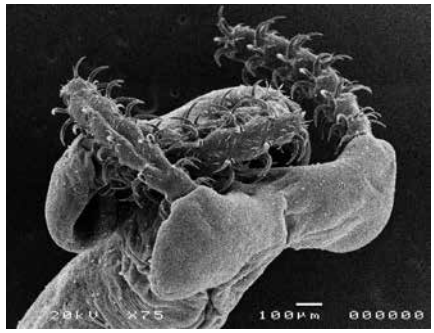




Fig. 1 - *Pterobothrium senegalense*: a) Larva plerocercoide *in toto*; b) Particolare dello scolice.
Pterobothrium senegalese: *a) Plerocercoid* in toto*; b) Scolex.*

La presenza dell'apparato rincheale ha consentito di collocare le larve reperite nell'Ordine dei Trypanorhyncha Diesing, 1863, cestodi che riconoscono quali ospiti definitivi idonei gli elasmobranchi (Campbell e Beveridge, 1994).

L'osservazione del materiale iconografico ottenuto dalla microscopia a scansione, ha permesso di evidenziare sulle facce esterna ed interna di ogni tentacolo la pre-

senza di numerose serie di cinque uncini principali separate da 4-5 uncini intercalari di minori dimensioni, distanziate in modo regolare e ad andamento obliquo rispetto all'asse longitudinale. Tutti gli uncini principali presentano aspetto falciforme, ad eccezione del quinto che consiste in una lunga spina addossata al quarto uncino.

Sulla faccia esterna sono evidenti gruppi di piccole spine disposti in modo da non formare una vera e propria banda, ma alternati sul versante laterale e mediale della faccia stessa.

In base alle chiavi identificative proposte da Yamaguti (1959) e da Campbell e Beveridge (1994), la presenza di blastocisti nello stadio plerocercoide, la conformazione peduncolata dei 4 botridi, la notevole lunghezza dei tentacoli e della *pars bulbosa* rispetto a quella botridiale, l'assenza di organi prebulbari, la disposizione e la morfologia disomogenea dei 5 uncini principali associata alla presenza di uncini intercalari, ha permesso di ascrivere gli esemplari ritrovati alla famiglia Pterobothriidae Pintner, 1931 ed al genere *Pterobothrium* Diesing, 1850.

Inoltre confrontando le descrizioni di altre specie appartenenti al genere *Pterobothrium* (Carvajal *et al.*, 1976; Brissette e Campbell, 1994; Palm, 1997), la peculiare disposizione delle spine presenti sulla faccia esterna consentirebbe di identificare il parassita da noi esaminato come *Pterobothrium senegalense*, di cui lo stadio adulto è stato segnalato in *Dasyatis centroura* e *Taeniura grabata* lungo le coste del Senegal (Campbell e Beveridge, 1996).

## Conclusioni

Il ritrovamento di stadi larvali di *Pterobothrium senegalense* nel pesce pettine rappresenta un reperto di notevole interesse dal punto di vista commerciale, in quanto la presenza di questi cestodi può comportare l'esclusione dal mercato dei pesci colpiti a causa dell'estrema evidenza dei parassiti all'apertura della cavità addominale, come previsto dal D. L.vo 531/92.

Va comunque specificato che ai cestodi Trypanorhyncha non viene attribuito alcun ruolo in Sanità Pubblica, non costituendo un potenziale rischio sanitario per l'uomo

Questa nota costituisce la prima descrizione di stadi larvali di *P. senegalense* e la sua prima segnalazione in Italia. Inoltre la descrizione di larve plerocercoidi di *P. senegalense* e l'individuazione dell'ospite intermedio *X. novacula*, rappresenta un contributo importante nella definizione del ciclo biologico di questo parassita.

### Bibliografia

BRISSETTE B.L., CAMPBELL R.A. (1994) – Tentacular armature of the Trypanorhynch Cestode *Synbothrium filicolle* (Linton, 1890) (=*Pterobothrium heteracanthum*, Diesing, 1850) and its taxonomic significance. *J. Parasitol.*, **80** (4): 650-654.

CAMPBELL R.A., BEVERIDGE I. (1994) – Order Trypanoryncha Diesing, 1863. In: Khalil L.F., Jones A., Bray R.A. (eds), *Keys to the Cestode Parasites of Vertebrates*, CAB International: 51-148.

CAMPBELL R.A., BEVERIDGE I. (1996) – Revision of the family Pterobothriidae Pintner, 1931 (Cestoda: Trypanorhyncha). *Inv. Tax.*, **10**: 617-662.

CARVAJAL J., CAMPBELL R.A., CORNFORD E.M. (1976) – Some Trypanorhynch Cestodes from Hawaiian fishes, with description of four new species. *J. Parasitol.*, **62** (1): 70-77.

PALM H.W. (1997) – Trypanorhynch cestodes of commercial fishes from northeast Brazilian coastal waters. *Memorias do Instituto Oswaldo Cruz*, **92** (1): 69-79.

YAMAGUTI S. (1959) – *Systema Helminthum. Vol. II. The Cestode of Vertebrates*. Intersciences Publishers Inc: 465 pp.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 737-739

F. Marino, M. Leonardi[1], M.L. Paradiso, G. Licciardo, E. Navarra[2], A. Calabrò[3]

Dip. Sanità Pubblica Veterinaria, Facoltà di Medicina Veterinaria, Università degli Studi di Messina, Polo Universitario dell'Annunziata - 98167 Messina, Italia.
[1]CNR Istituto per l'Ambiente Marino Costiero, Sez. di Messina, Italia.
[2]Acquario Comunale di Messina, Istituto Aquastudio, Italia.
[3]Istituto Zooprofilattico Sperimentale per la Sicilia, Area Barcellona P.G., Messina, Italia.

# IPOSSIA AMBIENTALE ACUTA IN PESCI DEL LAGO VERDE (R.N.O. "LAGHETTI DI MARINELLO", SICILIA NORD-ORIENTALE). OSSERVAZIONI ANATOMO-ISTOPATOLOGICHE E CONSIDERAZIONI PATOGENETICHE

## *ACUTE ENVIRONMENTAL HYPOXIA IN FISH OF LAGO VERDE (LAGHETTI DI MARINELLO, NORTH-EASTERN SICILY). GROSS AND HISTOPATHOLOGICAL FINDINGS AND PATHOGENETIC CONSIDERATIONS*

***Abstract***

*Authors describe the anatomo-histopathological findings observed in fish dead for acute environmental hypoxia in a brackish water lake in north-eastern Sicily. Fish showed opercula flared and mouth open. Histopathology showed secondary gill lamellae teleangectasia, liver steatosis and muscle fibers degeneration. The changes observed are related to the DO measured in the water that was 2.86 mg/l.*

***Key-words****: environment, fish, histopathology, brackish water, Sicily.*

## Introduzione

L'ipossia ambientale è una condizione che si verifica con una certa frequenza in ambienti idrici delimitati e consiste in una rapida diminuizione dell'ossigeno disciolto (DO) fino a livelli letali. L'ossigeno è il più importante fattore ambientale per la salute dei pesci. Il massimo valore di DO in acqua dolce alla temperatura di 28 °C è 7,84 mg/l (Murray e Riley, 1969). Per garantire le condizioni ideali di crescita e riproduzione della maggior parte dei pesci è necessario un valore di DO pari ad almeno 5 mg/l (Tucker, 1985). Un valore di DO inferiore a 2 mg/l risulta particolarmente stressogeno e può predisporre a infezioni opportunistiche (Scott e Rogers, 1980). Se il valore di DO rimane al disotto di 1 mg/l la maggior parte dei pesci muore per asfissia. In ambienti segregati e particolarmente produttivi, il normale turnover dell'ossigeno può subire, soprattutto in concomitanza di un repentino incremento termico, uno sbilanciamento negativo con effetti catastrofici sul comparto biotico. Solitamente, gli episodi di ipossia si riverificano nello stesso sito a distanza di anni.

## Materiali e metodi

Nel luglio 2000, si è registrata una grave moria di pesci nel Lago Verde, uno dei sei bacini della Riserva Naturale Orientata "Laghetti di Marinello", ubicata all'interno del golfo di Patti, sul litorale tirrenico della Provincia di Messina.

I pesci erano appartenenti alle seguenti specie: cefalo bosega (*Mugil chelo*), anguilla (*Anguilla anguilla*), ghiozzo nero (*Gobius niger*), ghiozzetto minuto (*Pomatoschistus minutus*), pesce ago (*Syngnathus acus*), latterino (*Atherina boyeri*), bavosa

pavone (*Blennius pavo*). I soggetti campionati, dopo l'esame macroscopico, sono stati fissati in formalina al 10% e processati routinariamente per l'inclusione in paraffina. Sezioni di 5 μm di spessore sono state colorate con Ematossilina-eosina. All'atto del campionamento sono stati allestiti preparati per la batteriologia e sono stati valutati i parametri chimico-fisici dell'acqua con particolare riferimento ai valori di DO.

## Risultati

All'esame anatomopatologico, tutti i soggetti deceduti, oltre a fenomeni imputabili ad autolisi post-mortale quali enfisema cadaverico e macchie ipostatiche, presentavano esoftalmia, atteggiamento asfittico con bocca spalancata e opercoli branchiali aperti, lesioni ai muscoli del tronco caratterizzate da petecchie ed ecchimosi fino a tumefazioni molli rossastre tendenti all'ulcerazione superficiale.

L'esame istologico permetteva di caratterizzare meglio queste ultime lesioni al tronco quali espressioni di necrosi colliquativa del derma e dei piani muscolari sottostanti, verosimilmente da riferire all'effetto dell'ipossia protratta sui tessuti periferici fisiologicamente meno irrorati. A carico del tessuto branchiale si repertava teleangectasia, ossia la dilatazione "a mazza di tamburo" dei capillari presenti nella porzione apicale delle lamelle secondarie. Il fegato presentava fatti degenerativi di tipo steatosico microvescicolare. L'esame batteriologico dava esito negativo per la ricerca dei più comuni patogeni dei pesci.

La valutazione dell'ossigeno disciolto confermava una marcata ipossia (2,86 mg/l), facendo ipotizzare che durante le ore notturne, in fase di consumo di ossigeno, il sistema abbia toccato punte di anossia.

La temperatura dell'acqua risultava più elevata di quanto rilevato nel corso di precedenti indagini (Leonardi *et al.*, 2000; Azzaro *et al.*, 2001), facendo registrare durante il sopralluogo valori di 31,2 °C in fase diurna e 28,1 °C in fase notturna.

## Conclusioni

Il Lago Verde è caratterizzato da un carico trofico marcatamente più elevato di quello degli stagni contigui, ed evidenzia condizioni di mesotrofia, che possono raggiungere picchi di eutrofia in estate ed in autunno (Leonardi *et al.*, 2000; Azzaro *et al.*, 2001). L'incidenza di particellato organico (POC e PON) misurata nel lago Verde dopo l'evento distrofico del luglio 2000, non risultava significamente più elevata di quanto già riscontrato per questo bacino. Tuttavia i valori dell'indice C/N risultavano decisamente bassi (C/N: 4,64-3,75), confermando una temporanea distrofia del comparto autotrofico a vantaggio della componente batterica eterotrofica. La lesione muscolare sopradescritta, unitamente ai quadri ben noti da noi fin qui documentati, risultava sovrapponibile alla c.d. *Red Fillet Syndrome* riportata in pesci gatto di canale (Johnson, 1993; Noga, 1996) sopravvissuti ad episodi di ipossia ambientale acuta. Anche la teleangectasia delle lamelle secondarie potrebbe essere ricondotta all'ipossia, sia per l'intuibile aumento della pressione ematica a carico dei capillari branchiali conseguente all'aumentato output cardiaco, sia per riduzione del trofismo con conseguente distrofia delle *pilar cells*. La correlazione tra presenza di steatosi epatica e ipossia è un fenomeno ampiamente conosciuto nei vertebrati superiori (Marcato, 2002). Risulta quindi plausibile che la lesione da noi documentata sia inquadrabile nella sindrome ipossica.

**Bibliografia**

AZZARO F., DECEMBRINI F., LEONARDI M. (2001) - Dinamica trofica nel sistema lagunare di Tindari (ME). Sei stagni a confronto. *Biol. Mar. Medit.,* **8** (1): 515-518.

JOHNSON E.L. (1993) - *The insidious threat of stray voltage*. Trop Fish Hobbyist, **6**: 96-98.

LEONARDI M., AZZARO F., AZZARO M., DECEMBRINI F., MONTICELLI L.S. (2000) - Ciclo della sostanza organica nell'ecosistema lagunare di Tindari (ME). *Biol. Mar. Medit.*, **7** (1): 222-232.

MARCATO P.S. (2002) - *Patologia sistematica veterinaria.* Ed. Agricole: 754 pp.

MURRAY C.N., RILEY J.P. (1969) - *The solubility of gases in distilled water and sea water*. Parte II, Oxygen, Deep sea Res, **16**: 311-320.

NOGA E.J. (1996) - *Fish disease. Diagnosis and treatment.* Ed. Mosby-Year Book, Inc.: 58 pp.

SCOTT A.L., ROGERS W.A. (1980) - Histological effects of prolonged sublethal hypoxia on channel catfish, *J. Fish. Dis*., **3**: 305-316.

TUCKER C.S. (1985) - Water quality. In: Tucker C.S. (ed), *Channel cat fish culture*, Amsterdam, Elsevier: 135-227.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 740-744

R. Ben Dhiab, H. Ben Ouada, H. Boussetta[1], F. Franck[2],
A. El Abed, M. Brouers[2]

Laboratoire de Biotechnologie Marine. Institut National des Sciences et Technologies de la mer. BP 59.
Route de Khniss - 5000 Monastir, Tunisie.
bendhiab_r@yahoo.fr
[1]Laboratoire de Biochimie et de Toxicologie. École Supérieure d'Horticulture, Chott Mariem - 4042 Tunisie.
[2]Laboratoire de Biochimie et de Photobiologie. Institut de Botanique. B22 Université de Liège, Belgique.

# PHYSIOLOGICAL BEHAVIOUR OF SALT ADAPTED CULTURES OF *ARTHROSPIRA PLATENSIS* "STRAIGHT MORPHONE"

## *CONPORTAMENTO FISIOLOGICO DI COLTURE ADATTATE AL SALE DI UN MORFOTIPO DI* ARTHROSPIRA PLATENSIS

***Abstract***

Arthrospira platensis*, strain Compere 1968/3786, straight morphone cultures were adapted separately during several generations to salt stress conditions: 1 g/l NaCl considered as the control; 15 g/l NaCl; 30 g/l NaCl, and 50g/l NaCl. Oxygen evolution, variable chlorophyll fluorescence, 77°K fluorescence emission and excitation spectra and photosynthetic pigments contents were measured and statistically studied (AFC).*

*Results showed that 30 g NaCl medium led to optimal conditions of growth. Cells adapted and grown in this medium were characterized by high phycobilin content, and a pronounced fluorescence emission at 760 nm. The 50 g cultures were distinguished by the highest values of respiratory rate ($R_d$), compensation points ($P_c$) and maximal fluorescence time (TFm), which reflect a large size of electron acceptor pool of PSII.*

***Key-words***: Arthrospira platensis*, photosynthesis, fluorescence.*

## Introduction

*Arthrospira platensis* is an oxygenic photosynthetic cyanobacteria. Its photosynthetic apparatus is constituted of three macromolecular complexes. Photo system I (PSI) and Photo system II (PSII) containing chlorophyll and carotenoids are located in thylacoïd membranes, whereas phycobilisomes composed of 85% phycobiliproteins are attached to the external surface of thylacoid membranes (Glazer, 1982, 1989; Gant, 1988; Bryant, 1991). Functioning of these photosynthetic complexes and their composition change with environmental conditions and therefore with salt stress (Lewin, 1962).

Photosynthetic adaptation mechanisms against salt stress seem to be accompanied by modifications of energy collector complexes, antennas, or reaction centers. These modifications occur essentially in PS II (Vonshak *et al.*, 1996; Lu *et al.*, 1998, 1999, 2002) as well as in PS I (Jeanjean *et al.*, 1993; Takashi *et al.*, 1996).

Various studies concern the effects of salinity stress on photosynthetic apparatus function in cyanobacteria. Most of these works are related to the helicoidal morphone of *Arthrospira platensis* (Vonshak *et al.*, 1995, 1996; Zeng *et al.*, 1998; Lu *et al.*, 1999; Lu and Vonshak, 2002), rather than the straight morphone, which is a morphological transformation of the helicoidally shape of *Arthrospira platensis* (Jeeji Bai, 1985).

In this work the photosynthetic adaptation mechanisms of the straight morphone of *Arthrospira platensis* to salt stress is studied. Osmotic equilibration states, obtained after salt adaptations cultures for several successive generations are considered. The

results are analyzed by the method of factorial analysis of correspondences (AFC) in order to establish the relations between photosynthetic parameters and different salt cultures concentrations.

## Materials and methods

*Strain and growth conditions:* Straight morphone of *Arthrospira platensis Compere* strain n°1968/3786 isolated from Lake Tchad was cultivated in 3 liters flasks under sterile conditions in Zarrouk's medium, pH 8.9 (Zarrouk, 1966). Cultures were bubbled by pressurized air and illumination was provided by white light arising from Hallogen tube (20 µmol $m^{-2}$ $s^{-1}$) for 21 h/j. Temperature was kept at 25 °C.

Exponentially growing cells were harvested by filtration and resuspended in Zarrouk's medium containing sodium chloride concentrations respectively of: 1 g/l; 15 g/l; 30 g/l and 50 g/l. These cultures were maintained in growth under successive inoculations for several generations (7 months) in order to reach osmotic equilibration state. Growth was evaluated by measuring the evolution of the dry weight biomass per liter.

*Photosynthetic pigments:* chlorophyll and carotenoïds concentrations were measured by High Performance Liquid Chromatography whereas phycobilins concentrations were measured spectrophotometrically and calculated according to the formulae established by Heocha and al (1965).

*77 °K Fluorescence Emission and Excitation Spectra:* Fluorescence emission and excitation spectra of cell suspensions were measured using a spectrofluorimeter (Perkin Elmer LS50-B) at 77 °K in order to fix the photochemical and biochemical states of cells.

*Variable fluorescence of chlorophyll* was measured by using the Plant Efficiency Analyzer (PEA- Hansatech). Before measurement, samples were maintained in the dark for 15 mn and then illuminated under 1300 µmol $m^{-2}$ $s^{-1}$. All fluorescence transients were recorded within a time scan of 10 µs to 1s with a data acquisition rate of $10^3$ readings per second.

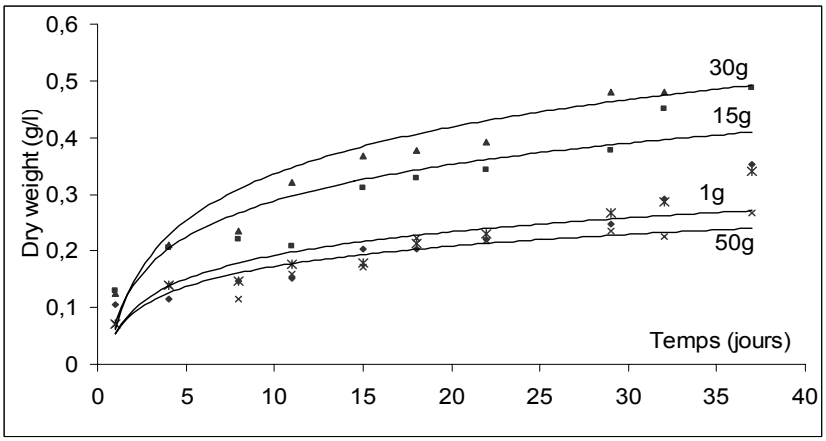



Fig. 1 - Dry weight evolution of *Arthrospira platensis* grown in medium with various tested NaCl concentrations.

*Andamento del peso secco di* Arthrospira platensis *allevata a diverse concentrazioni di NaCl.*

*Oxygen evolution:* Samples of the culture suspension were diluted with fresh Zarrouk's medium to a final chlorophyll concentration of 2,5 µg/ml and then adapted in the dark for 15 min. Photosynthetic activity was assayed by measuring the rate of $O_2$ evolution using a Clark-type oxygen electrode (Type: Rank Oxygen, recording,: SERVOGOR RE-511). During measurement, temperature was maintained at 22 °C while light intensity varied from 0 to 300 µmol $m^{-2}$ $s^{-1}$.

*Factorial Analysis of Correspondences (FAC):* The *CHADOC VS* software was used for correspondence analysis (Saporta, 1990). The relationship and the correlation between the photosynthetic parameters and the different salt cultures concentrations were studied.

## Results

Fig. 1 shows the dry weight evolution during the growth with various tested medium.Growth rate and dry weight increase with increasing NaCl concentration from 1 g NaCl until 30 g/l. Dry weight of 0.6 g/l was reashed after 35 days culture in the 30 g /l culture. Slow growths and low dry weights were observed in 1 g NaCl and 50 g NaCl/l cultures (0.26 g/l after 35 days cultures).

Factorial analysis of correspondences carried on parameters of kinetics of variable fluorescence (TFm, Fv/Fm, dv/dT); oxygen emission (Pm, α, Rd, Pc); Emission and excitation spectra (E695 (600/400), E730 (600/400), E760 (600/400), X440 (PSII/PSI), X570 (PSII/PSI)); contents of photosynthetic pigments (phycobilins/Chl*a*, carotenoïds/Chla) and different salt adapted cultures shows a net correlation between 30 g cultures, phycobilins synthesis and PSI emission at 760 nm (E760) and in another hand between 50 g cultures, high respiratory rate (Rd), compensation point (Pc) and maximal fluorescence time (TFm) (Fig. 2).

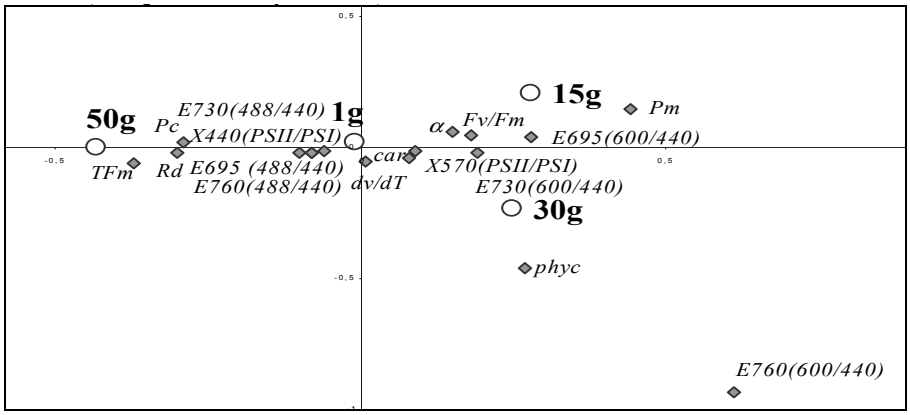



Fig. 2 - Factorial analysis of correspondences on photosynthetic activity parameters and salt adapted cultures.

*Analisi fattoriale delle corrispondenze sui parametri dell'attività fotosintetica in colture adattate al sole.*

## Conclusions

The results demonstrate a maximal growth rate in 30 g cultures and at lower level in 15 g cultures. The growth rates show a net decline in 1 g and 50 g cultures. These results are in contradiction with those reported for helicoidal morphone of *Arthrospira platensis,* where growth is inhibited by salt concentration higher than 1 g NaCl/l (Vonshak *et al.*, 1988; Zeng *et al.*, 1998; Ben Ouada *et al.*, 2001). The 30 g NaCl medium led to optimal conditions of growth. Cells adapted and grown in this medium were characterized by high phycobilins content and a pronounced fluorescence emission at 760 nm associated to PSI.

The 50 g cultures were characterized by the highest values of respiratory rate (Rd), compensation points (Pc) and maximal fluorescence time (TFm), which reflect a large size of electron acceptor pool of PSII. Growth and photosynthesis activity are diminished per report to the others tested cultures.

Previous studies on *Arthrospira platensis*, helicoidally morphone showed that the increase in salt concentration decrease the specific growth and photosynthetic activity, due to reduction of PSII activity and an increase of respiratory rates (Vonshak *et al.*, 1996; Zeng and Vonshak, 1998; Lu and Vonshak, 1999-2002). This work realized on the straight morphone of this strain; demonstrate that the increase in salt concentrations until 30 g/l increases the growth and phycobilins synthesis. Phycobilins excitation in 30 g cultures promotes the PSI emission at 760 nm which assigned as a protective function of PSI in salt stress states (Babu *et al.*, 1991).

The pronounced increase in respiratory rate in 50 g NaCl/l adapted cells could increase electron flux in the electron transport chain and thereby affect PSII, since the respiratory electron transport chain is often coupled with the photosynthetic electron transport chain in cyanobacteria.

Characterization of the organic osmolytes and the new proteins that would be synthesized, remain to be further evaluated and studied for a better understanding of the implicated mechanisms and would contribute to explain the different physiological behaviours of the two strains.

### References

BABU T.S., SABAT S.C., MOHANTY P. (1992) -Heat induced alterations in the photosynthetic electron transport and emission properties of cyanobacterium *Spirulina platensis*. *J. Phochem. Photobiol*., **12**: 161 pp.

BEN OUADA H., BROUERS M., AYARA N., TRABELSI L., BEJI M. (2001) - Variability of the cyanobacteria *Arthrospira platensis* induced by salinity. *Proceeding of fifth international conference on the Mediterranean coastal Environment, Medcoast 01*, E. Ozhan Ed., 23-27 October 2001, **2**: 767-780.

BRYANT D.A. (1991) - Cyanobacterial phycobilisomes: Progress toward complete structural and fuctional analysis via molecular genetics. In: Bogorad L. and Vasil I.K. (eds), *The Photosynthetic Apparatus-Molecular Biology and Operation,* San Diego: Academic Press: 257 pp.

GANT E. (1988) - Phycobilisomes: Assessment of the core structure and thylakoid interactions. In: Stevens S.E. and Bryant D.A. (eds), *Light Energy Transduction in Photosynthesis- Higher Plant and Bacterial Models*, Martland, USA: *American Society of plant Physiologists*: 91 pp.

GLAZER A.N. (1982) - Phycobilisome: Structure and dynamics. *Annu. Rev. Microbiol*., **36**: 173 pp.

GLAZER A.N. (1989) - Light guide directional energy transfer in photosynthetic antenna. *J. Biol. Chem*., **264** (1).

Ò HEOCHA C. (1965) - Biliproteins of algae. In: Machlis L. (ed), *Annual review of plant physiology*, California, U.S.A, **16**: 415–434.

JEANJEAN R., MATTHIJ H.C.P., ONANA B., HAVAUX M., JOSET F. (1993) - Exposure of the cyanobacterium *Synechocystis* PCC 6803 to salt stress induces concerted changes in respiration and photosynthesis. *Plant Cell Physiology,* **34**: 1073-1079.

JEEJI BAI N. (1985) - Competitive exclusion or morphological transformation a case study with *Spirulina fusiformis*. *Arch. Hydrobiol*. *Algal Stud*., **191** (Suppl. 71): 38-39.

LEWIN R.A. (1962 ) - Physiology and Biochemistry of Algae. *Academic Press*, New York: 929 pp.

LU C.-M., ZHANG J., VONSHAK A. (1998) - Inhibition of quantum yield of PSII electron transport in *Spirulina platensis* by osmotic stress may be explained mainly by an increase in the proportion of the $Q_B$ non reducing PSII reaction centers. *Australian Journal of Plant Physiology,* **25**: 689-694.

LU C.-M., TORZILO G., VONSHAK A. (1999) - Kinetic response of photo system II photochemistry in cyanobacterium *Spirulina platensis* to high salinity is characterized by two distinct phases. *Australian Journal of Plant Physiology,* **26**: 283-292.

LU C.-M., VONSHAK. A. (2002) - Effect of salinity on photo system II function in cyanobacterial *Spirulina platensis* cells. *Physiologia plantarium,* **114**: 405-413.

LU C.-M., VONSHAK A. (1999)- Characterization of PSII photochemistry in salt-adapted cells of cyanobacterium. *Spirulina platensis*. *New Phytol*., **141**: 231-239.

SAPORTA G. (1990) - *Probabilités Analyse des Données et Statistique*. Ed. Paris: 492 pp.

TAKASHI H., BYUG L., RAI A.K., HIROSHI I., HIDEO K., MASAHIRO T., HIROSHI S., TERUHIRO T. (1996) - Salt Enhances Photo system I Content and Cyclic Electron Flow via NADPH Dehyrogenase in the Halotolerant Cyanobacterium *Aphanothece halophytica*. *Australian Journal of Plant Physiology,* **23**: 321-330.

VONSHAK A., GUY R., GUY M. (1988) - The response of the filamentous cyanobacterium *Spirulina platensis* to salt stress. *Archives of Microbiology,* **150**: 417-420.

VONSHAK A., CHANAWONGE L., BUNNAG B., TANTICHAROEN M. (1995) - Physiological characterization of *Spirulina platensis* isolates: Response to light and salinity. *Plant Physiol.* (Life Sci. Adv.), **14**: 161-166.

VONSHAK A., KANCHARAKSA N., BUNNAG B., TANTICHAROEN M. (1996) - Role of light and photosynthesis on the acclimation process of the cyanobacterium *Spirulina platensis* to salinity stress. *Journal of Applied Phycology,* **8**: 19-124.

ZARROUK C. (1966) - Contribution à l'étude d'une cyanophycée. Influence de divers facteurs physiques et chimiques sur la croissance et photosynthèse de *Spirulina maxima* Geitler., Ph.D. Thesis, University of Paris.

ZENG M.T., VONSHAK A. (1998) - Adaptation of *Spirulina platensis* to salinity stress. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A*, **120**: 113-118.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 745-749

K. Sdiri, H. Khelifi, K. Belghuith, D. Essebai, M. Aouni

Faculté de Pharmacie Laboratoire des Maladies Transmissibles, MDT-01 - 5000 Monastir, Tunisie.

# DETECTION OF ENTEROVIRUSES IN CONTAMINATED SHELLFISH TISSUE BY RT-PCR AND CELL CULTURES

## *IDENTIFICAZIONE TRAMITE RT-PCR E COLTURE CELLULARI DI ENTEROVIRUS IN TESSUTI DI MOLLUSCHI NATURALMENTE CONTAMINATI*

***Abstract***

*Enteroviruses contaminating the environment represent a danger for public health. Therefore their detection in waters is of great importance. The methods used to detect enteroviruses in shellfish samples are cell culture infectivity and RT-PCR. The aim of this study was to develop a rapid and sensitive molecular procedure that can be used to detect enteroviruses from shellfish tissue. Nucleic acid Amplification using (PCR) to detect RNA viral genomes is the current preferred method. RT-PCR is rapid, sensitive, specific, and quantitative compared to the cell culture method. 42,8% shellfish samples were detected by reverse transcription-PCR, but only 28,5% were detected by cell culture.*

***Key-words****: enteroviruses, shellfish, RT-PCR, cell culture.*

## Introduction

The enteroviruses of the Picornaviridae family are represented by 66 different serotypes. They are at the origin of very different clinical manifestations, from asymptomatic infection to digestive, cutaneous, ophtalmologic, heart and central nervous system symptoms**.** Sewage treatment processes, when present, are only partially effective at viral removal (Pina *et al.*, 1998). Coastal discharges constantly release human enteroviruses into the marine environment (Yung *et al.*, 2002). Enteroviruses are able to persist in the environment, can survive for weeks to months either in the water column or by attaching to particulate matter and accumulating in sediments. Bivalve shellfish, in the process of filter feeding, also concentrate and retain human pathogens derived from sewage contamination in the shellfish growing water (Formiga-Cruz *et al.*, 2002). The enteroviruses are often detected in sewage and shellfish. Their capacity to multiply in cell culture and the available molecular biology (RT-PCR) tools applied to their detection, predispose them as indicators of the viral contamination of waters (Monpoehos *et al.*, 2002).

## Materials and methods

Shellfish samples. We prepared a total of 56 samples: mussels, clams and gasteropods (*Chlamys scabrella*, *Ruditapes ducussatus, Cymatium utaceum*), these samples were obtained over an 12 month period from two regions Monastir and Bizerte in Tunisia.

Viral Stump. In this study we used CVB3 enteroviruses stump and enteroviruses specific primers (006-007). Virus extraction and concentration. Elution and concentration of viral particles: shellfish samples collected were processed by elution using Glycine buffer at pH 9, adsorption by Meat extract at pH 3,5, precipitated with PEG 6000, the decontamination of our samples were realized by ATB (Penicilline, Strep-

tomycines and Fungizone). We extracted nucleic acid by Phenol-chloroform, and we precipitated it by ethanol. Then Stumps were isolated by cell culture to detect CPE, then we used IIF, this immunochemical method of detection of the reaction Ag-Ac observed under the microscope in ultraviolet light, by marking as a preliminary the antibodies fluorescent called fluorochromes. This IIF presents the advantage not to appeal only one antibody type marked by fluorescein (combined), moreover, it is more sensitive than the direct method. This technique is also appropriate for tracking and specific antibody titration in connection with a known antigen.

RT-PCR amplification was employed to assay the shellfish for the presence of enteroviruses.

## Results

Isolation of enteroviruses by cell culture. Exhibit of enterovirus Cytopathic Effect (CPE) after treatment, elution and concentration of viral particles, we isolated enterovirus by cell culture we found 16/56 positive samples. Infectious enteroviruses were counted by inoculation using VERO cells in 24-well microplates. The results obtained showed a presence of CPE at 28% of Shellfish samples.

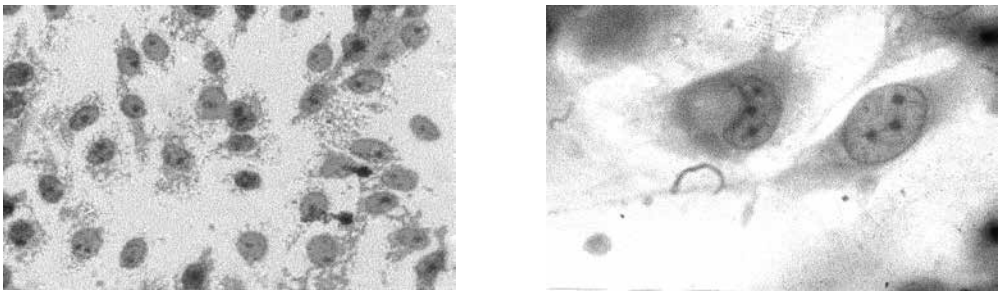


Fig. 1 - VERO cells infected with enterovirus. (A) Uninfected sample. (B) CPE detected in VERO cells. Cytoplasmic inclusion: repressed nucleus.

*Cellule VERO infettate da enterovirus. (A) Campione non infettato. (B) CPE evidenziato nelle cellule VERO. Inclusioni citoplasmatiche: nuclei repressi.*

Check of enterovirus CPE by Indirect Immunofluorescence (IIF). This IIF technique used in conjunction with cell culture, can increase sensitivity, provide information on infectivity of the virus, and yield results in 24 to 48 h. Our results showed the 28% shellfish samples presented an enteroviral CPE were detected positive in IIF. VERO cells have been shown to be quite sensitive for detection enterovirus (CVB3). The ten samples presenting a ECP on cellular culture evocative of the enterovirus are again inoculated with cells for the research of the antigen of group “VP1”. It acts of a protein of the strongly immunogenic capsid recognized by the monoclonal antibody 5D8/1. The ten samples are positive in IFI, thus we confirmed the viral nature of inclusion. The ECP is thus specific enterovirus.

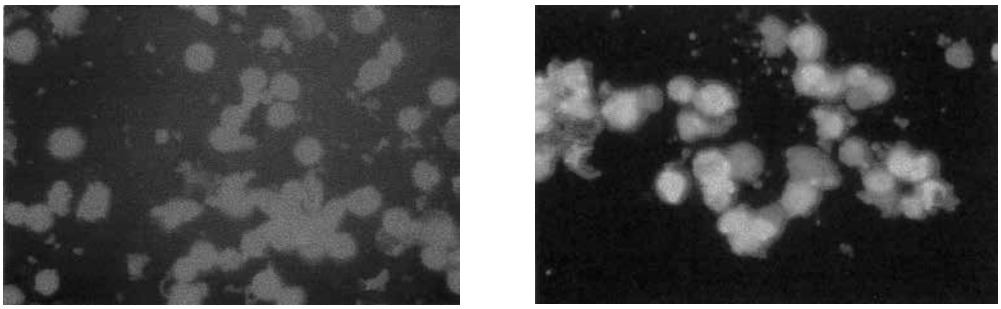


Fig. 2 - Indirect immunofluorescences of enterovirus on VERO cells.
(A) Negative sample. (B) Positive IIF.
*Immunofluorescenza indiretta (IIF) di enterovirus nelle cellule VERO.*
*(A) Campione negativo. (B) IIF positiva.*

Detection of enteroviruses by RT-PCR. As the enterovirus are viruses with gifted ARN of a great genetic variability, certain cytopathic stocks can lose their aptitude to be multiplied on the cellular system usually sensitive to this group of virus. This fact these stocks and the serotypes classically no cultivable circulating in the environment, escape from these traditional methods of their identification from where the recourse to the molecular approach. In this study 24 samples were revealed positive on 56 controlled samples what accounts for 42,8%. Thus the samples of shells are contaminated by the enterovirus.

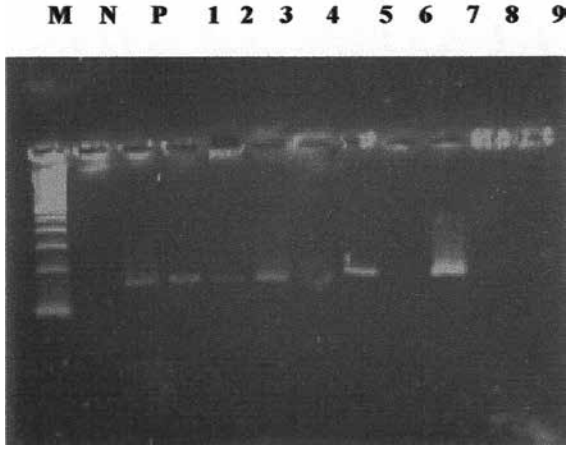



Fig. 3 - Agarose gel electrophoresis showing amplified DNA of shellfish samples that were positive for human enteroviruses. M: 100 pb DNA ladder (Gibco BRL). N: negative control. P: positive sample. Lanes 1-9: nucleic acids extracted from enterovirus.
*Elettroforesi con gel di agar che evidenzia il DNA amplificato dei campioni di molluschi che erano positivi agli enterovirus umani. M: 100 pb DNA ladder (Gibco BRL). N: campione negativo. P: campione positivo. Lanes 1-9: acidi nucleici estratti da enterovirus.*

These results draw the attention to the potential risk of the human contamination if the collection and the marketing of these products of the sea are not subjected to a rigorous control. Indeed these viruses in spite of their usual benignity, can be responsible for severe infections at the young child. The shellfish samples were screened for enterovirus by using a reverse transcriptase-PCR for the highly conserved untranslated region (5' end) of the genome.

The results of our study showed the agreement of the two techniques used (RT-PCR and cellular culture) in 23,07% and 14,28% of the water samples used and shells analyzed for research enterovirus. According to the found results we concluded that the molecular technique demean more significant than the cellular culture since isolation of virus on cellular culture impossible in 28,52% of shells sample, found positive by RT-PCR. Indeed for the samples showing of the only positive results by RT-PCR, several assumptions can be considered: absence of active viral particles in the taking away, presence of the non cultivable stocks on the cellular system used, a weak viral load not easily detectable on cellular culture, in the case of the viruses which express a resistance in environment, their antigenic properties and their pathogenic capacity undergo more or less important modifications, which explains detection only viral genome which persists under these conditions.

These data show the contribution molecular biology for the development of the virology of environment. However of many precautions must be taken so much at the technical level and level interpretations. Thus the great gene diversity extracted of sample from environment makes possible a nonspecific amplification of sequences foreign to the required virus. Moreover, the shells constitute very variable matrices according to species but also according to the period of taking away and the place of collection. The standardization of the results will thus pass, to future, by a more strict control of the output of extraction, elimination of the inhibitors, sensitivity of the PCR .

## Conclusions

The knowledge of the viral contamination environment is necessary for molecular epidemiology, because environment can constitute an important tank of stocks. In front of the difficulty in isolation of the infectious enteric viruses in a control of routine, it is planned to have recourse to indicators of contamination. For the description, the undeniable technique of reference remains isolation on cellular culture because it is the only one which will allow affirm the infectious character of virus. However using of the cellular culture for isolation of the viruses starting from the taking away of nature encounters two problems; first is relating to the spectrum of sensitivity to the circulating viruses (certain viral species are or not with difficulty cultivable); the second problem is in connection with the toxic products contaminant unquestionable environmental taking away especially worn water. so the recourse to the molecular approaches (RT-PCR).

The results of this study demonstrated that human enteroviruses were identified as contaminants of shellfish. The depuration treatment currently applied were shown to be adequate for reducing *Escherichia coli* levels but ineffective for the elimination of viral particles. The human enteroviruses detected by PCR and Cell culture correlate with the presence of other human viruses and could be useful as a molecular index of viral contamination in shellfish. RT-PCR is a gene-prob method that amplifies and recognizes the nucleic acids of enteric viruses. This method does not determine the

infectivity of the viruses, but has some advantages over traditional cell culture, that results can be obtained in 5 days rather 2-3 weeks, and the ability to detect inactive or dead particles or particles that are difficult to culture. This technique can be used for a large number of samples and has proved to be quite rapid, sensitive, and reproducible compared to the cell culture method.

The analysis of environmental samples involves problems with inhibitors, low virus concentration, and sequence variation. As the concentration-extraction procedure is not virus specific, the nucleic acid of several viruses can be extracted at the same time. RT-PCR must be performed under stringent conditions and confirmed by hybridization.

**References**

FORMIGA-CRUZ M., TOFINO-QUESADA G., BOFILL-MAS S., LEES D.N., HENSHILWOOD K., ALLARD A.K., CONDEN-HANSSON A.C., HERNORTH B.E., VANTARAKIS A., TSIBOUXI A., PAPETROPOULOU M., FURONES M.D., GIRONES R. (2002) - Distribution of Human virus contamination in shellfish from different growing area in Greece, Spain, Sweden, and the United Kingdom. *Applied and Environmental Microbiology*, **12**: 5990-5998.

MONPOEHO S., MAUL A., MIGNOTTE-CADIERGUES B., SCHWARTZBROD L., BILLAUDEL S., FERRE V. (2001) - Best viral elution method available for quantification of enteroviruses in sludge by both cell culture and Reverse Transcription-PCR. *Applied and Environmental Microbiology,* **6**: 2484-2488.

PINA S., PUIG M., LUCENA F., JOFRE J., GIRONES R. (1998) -Viral pollution in the environment and in shellfish: Human adenovirus detection by PCR as an index of human viruses. *Applied and Environmental Microbiology,* **9**: 3376-3382.

YUNG T., PAUL Y., HUIMIN Y., YAN S. ( 2002) - Engineered BGMK cells for Sensitive and rapid detection of enteroviruses. *American Society for Microbiology*, **2**: 366-371.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 750-753

M.N. Bradai, P. Nicolosi[1], P. Casale[2], I. Jribi, M. Turchetto[1], A. El Abed

Institut National des Sciences et Technologies de la Mer (INSTM), B.P. 1035 Sfax - 3018 Tunisie.
[1]Zoology Museum, Univ. of Padua, Italy.
[2]Via Calderara, 29 - Roma, Italy.

# THE PRESENCE OF LEATHERBACK TURTLES IN THE CENTRAL MEDITERRANEAN AREA: DATA FROM ITALY AND TUNISIA

## *PRESENZA DI TARTARUGHE LIUTO NEL MEDITERRANEO CENTRALE: DATI RACCOLTI IN ITALIA E TUNISIA*

***Abstract***

*The leatherback turtle,* Dermochelys coriacea *(Vandelli, 1761) (Chelonia, Dermochelyidae) is often found in the Mediterranean sea, coming from the Atlantic Ocean. Data of strandings, sightings and incidental captures in the Sicily Channel and along the Southern Sicilian and Tunisian coasts of this species during 1990-2001 are reported. Adults and sub-adult turtles occurred in the studied area during all the year, mostly in summer and autumn, may be related both to the Atlantic surface currents and to the abundance of jellyfish during these seasons.*

***Key-words*:** Dermochelys coriacea*, Mediterranean Sea, Sicily, Tunisia, distribution.*

## Introduction

The leatherback sea turtle, *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) is in danger of extinction because of the human impact affecting its populations worldwide. It is in fact listed as Critically Endangered in the IUCN Red List of Threatened Species (Hilton-Taylor, 2000). It's the most pelagic one and it has the widest range of distribution among sea turtles, occurring also at high latitudes (Marquez, 1990). The regular presence of leatherback turtles in the Mediterranean Sea is confirmed (Caminas, 1998) but few authors reviewed the data coming from the whole Mediterranean basin (e.g. Casale *et al*., 2003). Mediterranean pelagic feeding grounds for this species are frequented by specimens coming from Atlantic populations, entering the Gibraltar Strait, since reproduction in the Mediterranean is considered absent or exceptional (Lescure *et al*., 1989). However, knowledge on the behaviour of this species in the Mediterranean Sea and principally its migratory routes are insufficient to plan a successful protection strategy. This work will contribute to know more on its presence in the central Mediterranean area.

## Materials and methods

We have analyzed a total of 38 records, concerning strandings, sightings and incidental captures along Tunisian coasts, south Sicily coast and the Sicily Channel, reported from 1990 to 2001. Information about leatherback specimens found in Italy was mostly collected in the framework of a tagging and awareness program of WWF Italy together with the University of Rome (1981-2000) and from Centro Studi Cetacei's strandings network; others data come from newspapers or from fishermen' sightings reported to authorities and scientists. Moreover a research study about specimens preserved in the Italian museums was carried out by the University of Padua

(Italy) in order to gather information about the historical presence of leatherback turtles (Nicolosi *et al.*, 2001).

In the past century 143 individuals had been collected along the Italian coasts (Casale *et al.*, 2003), 59 in the period 1990-2001 and 21 of these (about the 30%) in the Sicily Channel area. In the same century 42 specimens had been recorded in Tunisia, 17 of them in the ten- year period considered in this study (records collected by INSTM and partly reported by Bradai & El Abed, 1998).

## Results and conclusions

Collected data (Tab. 1 and 2) show that the carapace lengths (SCL) ranged between 114 and 190 cm. NMFS (2001) and Eckert (2002) considered juvenile those specimens less than 145 cm CCL (Curved Carapace Length) and this could suggest that central Mediterranean is frequented by both adults and large juveniles; nevertheless, there is a very young individual (9.8 cm total length) collected from Messina Strait (Sicily, Italy) in 1896 and now preserved in the Natural History Museum of Florence that could give evidence about a possible nesting event in the Mediterranean.

Tab. 1 - Records of the leatherback turtles along the Tunisian coasts (SCL= Straight Carapace Length) from 1990 to 2001.

*Dati relativi alle tartarughe liuto recuperate sulle coste della Tunisia (SCL= lunghezza rettilinea del carapace) dal 1990 al 2001.*

| N° | Date | Place | SCL (cm) | Observations |
|---|---|---|---|---|
| **1** | 18/04/90 | Ellouza | 150 | Incidental catch |
| **2** | 27/06/90 | Boughrara | 180 | Incidental catch (coastal fisheries) |
| **3** | 10/07/91 | Ghannouch | 140 | Stranding |
| **4** | 12/11/91 | Sidi Mansour | 160 | Incidental catch |
| **5** | 10/11/94 | Gabès Gulf | | Incidental catch |
| **6** | 07/05/96 | Sousse | - | Incidental catch (coastal fisheries) |
| **7** | 03/06/96 | Skhira | 190 | |
| **8** | July 1996 | Hammon Chott | | Stranding |
| **9** | 23/10/96 | Kerkennah Is. | 147 | Incidental catch |
| **10** | 07/11/96 | Gabès Gulf | 129 | Incidental catch |
| **11** | 28/07/97 | Between Sousse - Monastir | 170 | Incidental catch (coastal fisheries) |
| **12** | 02/01/98 | Sousse | 127 | Incidental catch (coastal fisheries) |
| **13** | 29/06/99 | Gabès Gulf (34°01'/10°22') | 134 | Incidental catch (bottom trawler); tagged F 3461 (RAC/SPA) |
| **14** | 29/06/99 | Gabès Gulf | - | Incidental catch (bottom trawler) |
| **15** | 17/07/99 | Between Sayada - Teboulba | 130 | Stranding |
| **16** | 26/01/00 | Boughrara | 135 | Stranding |
| **17** | 11/01/01 | Gabès Gulf (34°23' / 11°37') | 120 | Incidental catch |

Tab. 2 - Records of the leatherback turtles along the southern Sicilian coasts and in the Sicily Channel (SCL= Straight Carapace Length) from 1993 to 2001.

*Dati relativi alle tartarughe liuto recuperate lungo le coste meridionali della Sicilia e del Canale di Sicilia (SCL= lunghezza retta del carapace) dal 1993 al 2001.*

| N° | Date | Place | SCL (cm) | Observations |
|---|---|---|---|---|
| **1** | 22/06/93 | Lampedusa (Pelagie Is.) | 137 | Stranding |
| **2** | 19/04/96 | Selinunte (AG) | 145 | Stranding |
| **3** | August 1997 | Lampedusa (Pelagie Is.) | - | Sighting |
| **4** | October 1997 | Lampedusa (Pelagie Is.) | - | Sighting |
| **5** | May 1998 | Sicily Channel | - | Incidental catch (longline) |
| **6** | 21/07/98 | Linosa (Pelagie Is.) | 122 | Incidental catch (longline) |
| **7** | September 1998 | Lampedusa (Pelagie Is.) | - | Sighting |
| **8** | October 1998 | Lampedusa (Pelagie Is.) | - | Sighting |
| **9** | October 1998 | Lampedusa (Pelagie Is.) | - | Sighting |
| **10** | May 1999 | Sicily Channel | - | Incidental catch (longline) |
| **11** | August 1999 | Lampedusa (Pelagie Is.) | - | Sighting |
| **12** | September 1999 | Lampedusa (Pelagie Is.) | - | Sighting |
| **13** | September 1999 | Lampedusa (Pelagie Is.) | - | Sighting |
| **14** | October 1999 | Lampedusa (Pelagie Is.) | - | Sighting |
| **15** | July 2000 | Lampione (Pelagie Is.) | - | Sighting |
| **16** | August 2000 | Lampione (Pelagie Is.) | - | Sighting |
| **17** | 27/08/2000 | Sampieri (RG) | 114 | Incidental catch |
| **18** | June 2001 | Lampedusa (Pelagie Is.) | - | Sighting |
| **19** | June 2001 | Lampedusa (Pelagie Is.) | - | Sighting |
| **20** | June 2001 | Lampedusa (Pelagie Is.) | - | Sighting |
| **21** | July 2001 | Lampedusa (Pelagie Is.) | - | Sighting |

Leatherback turtles are present during all the year, mostly in summer and autumn, in all the studied area (Fig. 1). This fact may be related both to the Atlantic surface currents entering the Mediterranean sea (Crespo *et al*., 1988) and probably to the abundance of jellyfish along the Tunisian coasts (Bradai & El Abed, 1998). The presence in higher number of this species in summer and autumn was also noted at the Balearic sea (Caminas, 1998).

This work wants to be a first effort to promote a more extensive and focused study on *Dermochelys coriacea* also in all the other Mediterranean Countries, in order to increase the knowledge on this species' distribution, behavior and feeding requirements and to develop a common project for the best protection of their environment.

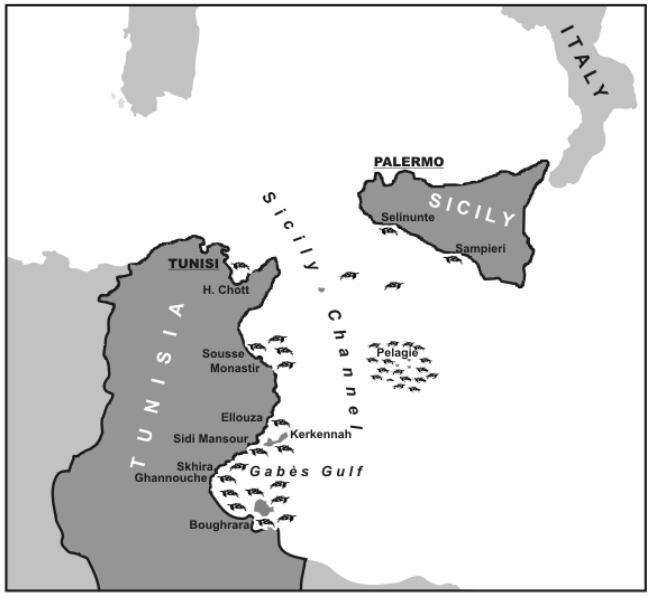



Fig. 1 - Map of the leatherback turtles findings: 38 records from 1990 to 2001.
*Area di ritrovamento delle tartarughe liuto: 38 esemplari dal 1990 al 2001.*

## References

BRADAI M.N., EL ABED A. (1998) - Présence de la tortue luth *Dermochelys coriacea* dans les eaux tunisiennes. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.,* **35**: 388-389.

CASALE P., NICOLOSI P., FREGGI D., TURCHETTO M., ARGANO R. (2003) - Leatherback turtles (*Dermochelys coriacea)* in Italy and the Mediterranean Basin. *Herp. J.*, **13**: 135-139.

CAMINAS J.A. (1998) – Is the Leatherback (*Dermochelys coriacea*, Vandelli, 1761) a permanent species in the Mediterranean Sea? *Rapp. Comm. int. Mer Médit*., **35**: 382-383.

CRESPO J., CAMINAS J.A., REY J.C. (1988) - Considérations sur la présence de tortue luth, *Dermochelys coriacea* (Linnaeus, 1758), dans la Méditerranee occidentale. *Rapp. Comm. int. Mer-Mèdit.,* **31** (2): 284 pp.

ECKERT S.A. (2002) - Distribution of juvenile leatherback sea turtle *Dermochelys coriacea* sightings. *Marine Ecology Progress Series,* **230**: 289-293.

HILTON-TAYLOR C. (2000) - *2000 IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

LESCURE J., DELAUGERRE M., LAURENT L. (1989) - La nidification de la tortue luth, *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) en Mediterranée. *Bull. Soc. Herp. Fr*., **50**: 9-18.

MARQUEZ M.R. (1990) - *Sea turtles of the world*. FAO Fish. Synopsis No. 125, **11**.

NMFS (2001) - *Stock assessments of loggerhead and leatherback sea turtles and an assessment of the impact of the pelagic longline fishery on the loggerhead and leatherback sea turtles of the Western North Atlantic.* U.S. Department of Commerce NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC, **455**.

NICOLOSI P., ZUIN S., TURCHETTO M. (2001) - Tartarughe liuto, *Dermochelys coriacea* (Vandelli,1761), conservate nei Musei Italiani di Storia Naturale. *Atti 5° Convegno Nazionale sui Cetacei e sulle Tartarughe Marine, Monte Argentario 6-9/12/2001*. Centro Studi Cetacei, **79**: 47 pp.

Biol. Mar. Medit. (2004), 11 (2): 754-757

D. Zouiten, A.S. Masmoudi*, A. El Abed, A.N. Helal*, I. Ben khemis

Institut National des Sciences et Technologies de la Mer, BP 59 - 5000 Monastir, Tunisie.
*Institut Supérieur de Biotechnologie de Monastir, Tunisie.

# CO-FEEDING AND EARLY WEANING OF THE EUROPEAN SEA BASS IN SEMI-EXTENSIVE CONDITIONS IN «MESOCOSMS» IN TUNISIAN WINTER GEOCLIMATIC CONTEXT

## *CO-ALIMENTAZIONE E SVEZZAMENTO PRECOCE DELLA SPIGOLA IN CONDIZIONI SEMI-ESTENSIVI IN MESOCOSMI NEL CONTESTO GEO-CLIMATICO INVERNALE DELLA TUNISIA*

***Abstract***

*Weaning strategies were tested in semi-extensive larval rearing of the European sea bass* (Dicentrarchus labrax) *in pilote scale mesocosms of 20 m³. An early weaning at day 17 and a classic weaning at day 30, both with rapid reduction (8 days) of live prey rations, were compared to an intermediate weaning initiated at day 17 but with a slow reduction of live prey rations during a long (20 days) co-feeding period. Larval growth (morphometric measurements and protein content), digestive development (alkaline phosphatase specific activity) and production performances were studied.*

***Key-words:*** *mesocosm, European sea bass larvae, early weaning, co-feeding, alkaline phosphatase.*

## Introduction

Mesocosms are simulated ecosystems in medium to large sized enclosures relatively to size and motility of studied populations. In this type of system, the principle of the semi-extensive fish larvae rearing consists in exploiting the natural planktonic blooms that develop, to contribute to initial larval feeding. These blooms create diversified food webs which have the advantage of presenting preys of different quality and sizes that fish larvae can select according to their ingestion capacities. Generally, the systems are progressively enriched with produced live preys (*Brachionus* and *Artemia*) to maintain a balanced prey/predator relation until larval weaning with compound diets. The efficiency of three weaning strategies was examined by comparing growth, digestive development and production performances of the European sea bass larvae for the assessment of their adequacy with larval nutritional needs and feeding competences.

## Materials and methods

Sea bass eggs were seeded in pilot scale mesocosms of 20 m³ at an initial stocking density of 3000 eggs/m³ one day before hatching. At mouth opening, the larvae fed on wild plankton and produced live preys until weaning. At day 17 the enclosures were randomly split into three experimental treatments corresponding to three weaning strategies: an early weaning (EW) at day 17 and a classic weaning (CW) at day 30, both with rapid reduction of live prey rations (8 days); an intermediate weaning (IW) initiated at day 17 but with a slow reduction of live prey rations and hence a long co-feeding period (20 days). During the 48-days experimental period (9$^{th}$

November - 27th December 2002) the mesocosm water temperature ranged between 20.7 °C and 15.2 °C.

Morphometric measurements were taken by image analysis of larvae fixed in buffered 2,5% glutaraldehyde solution (Oozeki & Hirano, 1988). For biochemical analysis, larvae were always sampled early in the morning, before food distribution, thus minimizing contamination by the gut contents. All analysis were run in triplicates, each consisting of 10 to 30 pooled larvae to get sample with sufficient protein content. Samples were immediately frozen and kept at –80 °C until homogenisation in ice-cold distilled water. Protein content was determined using a modification of Lowry's method (Hartree, 1972). Evolution of alkaline phosphatase activity was used as an indicator of digestive tract development and gut maturation (Zambonino Infante & Cahu, 1994). Total homogenates were used for all analysis as it was not possible to isolate brush border membrane fractions from oldest larval samples as suggested in later works of these authors. The api ZYM gallery (bioMérieux), a semi-quantitative micro-method, was used for estimation of alkaline phosphatase activity. An incubation time of 5 minutes at ambient temperature (18-20 °C) and total homogenates diluted to about 1 mg protein/ml were used. Three different readers recorded reactions results for each gallery. Enzyme specific activity was expressed as mU/mg protein (ie nmoles of substrate hydrolysed per minute per mg protein). Growth performances were compared by analysis of covariance between linear regressions of log-transformed total lengths and enzyme activities differences among same age larvae were tested by ANOVA and Tuckey's tests (Zar, 1996).

## Results

Considering the (CW) strategy as the control treatment, it appears that the (IW) didn't affect growth (Fig. 1) and production performances (Tab. 1). Inversely, the (EW) strategy altered both growth and production.

Tab. 1 - Growth and production performances of larvae.
*Crescita e risultati nella produzione delle larve.*

| **Zootechnical caracteristics** | **EW** | **IW** | **CW** |
|---|---|---|---|
| Stocking density (eggs/m$^3$) | 3000 | 3000 | 3000 |
| Weaned juveniles | 11400 | 17612 | 17142 |
| Survival | 19% | 29% | 29% |
| Production/m$^3$ | 570 | 881 | 858 |
| **Consumed feed** | **EW** | **IW** | **CW** |
| ►Rotifers (millions) | 56 | 72 | 74 |
| ►Artemia (millions - g) | 38 millions-230g | 54 millions-325g | 125 millions-750g |
| ►Diet N°2 (Salt Creek) | 145g | 135g | |
| ►Replace II (Rich SA) | 100g | 100g | 40g |
| ►Proton 2 (INVE ) | 170g | 170g | 90g |
| ►Perla larva proactive 5 ( Hendrix) | 100g | 100g | 100g |

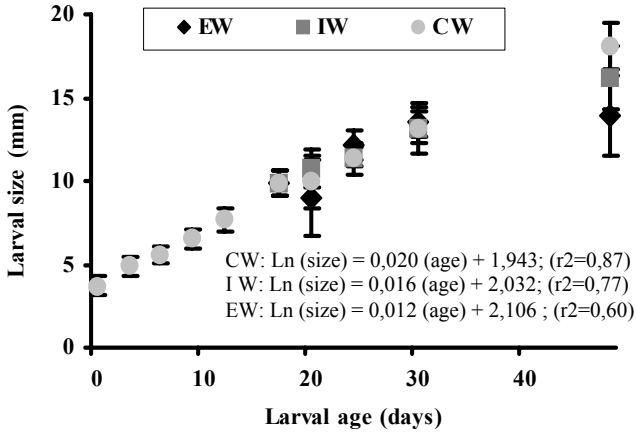



Fig. 1 - Larval growth and linear regression equations of log-transformed mean sizes.
*Crescita larvale ed equazioni della regressione lineare delle dimensioni medie log-trasformate.*

The alkaline phosphatase activities estimations with the api Zym galleries are within the range reported for total homogenates of sea bass larvae (Zambonino Infante & Cahu, 1994). Looking to evolution patterns, it seems that the (IW) and the (CW) larvae were the most precocious to accomplish their digestive tract maturation, characterized by a constant level of the alkaline phosphatase activity (Fig. 2). The (EW) larvae show significantly higher and increasing alkaline phosphatase activities at day 34 indicating a delay in intestinal maturation (Cahu & Zambonino Infante, 2001) that may be resulting from an inadequacy of the diet.

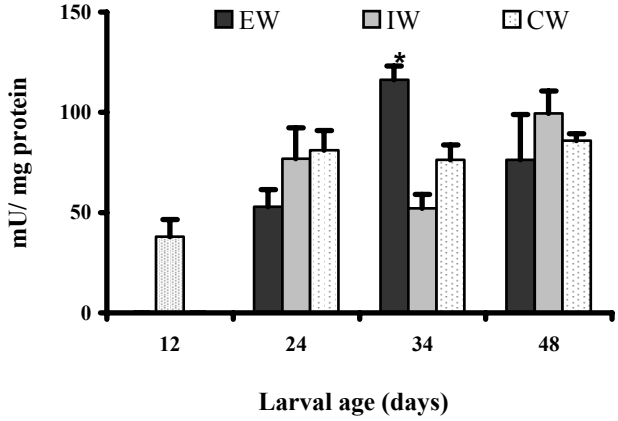



Fig. 2 - Specific activity of alkaline phosphatase; Means±SEM (n=3).
*Specifica attività della fosfatasi alcalina; medie± SEM (n=3).*

## Conclusions

Early co-feeding and slow reduction of live prey rations (IW) permit the weaning of sea bass larvae in mesocosm without affecting larval growth and production performances. This allows substantial saving of either live prey production and labour time. Further experiments are needed to check their reproducibility in particular under different seasonal context. The api ZYM microtitration technique, used for the first time, seems an interesting tool (easy to use and fast responding) for the assessment of the adequacy of diet or feeding schedules. Although the obtained results are within the range reported in literature, further intercalibration analysis must be simultaneously done on same samples with other more conventional biochemical techniques like zymmograms on acrylamid gels in non denaturating conditions.

### References

CAHU C., ZAMBONINO INFANTE I.L. (2001) - Substitution of live food by formulated diets in marine fish larvae. *Aquaculture*, **200**: 161-180.

HARTREE E.F. (1972) - Determination of protein: a modification of the Lowry method that gives a linear photometric response. *Analytical Biochemistry,* **48**: 422-427.

OOZEKI Y., HIRANO R. (1988) - Effects of glutaraldehyde fixation on the body size of red sea bream (*Pagrus major*) larvae. *Aquaculture*, **71**: 265-269.

ZAMBONINO INFANTE I.L., CAHU C. (1994) - Development and response to a diet change of some digestive enzymes in sea bass (*Dicentrarchus labrax*) larvae. *Fish Physiology and Biochemistry*, **12** (5): 399-408.

ZAR J.H. (1999) - *Biostatistical analysis*. 4th Edition, Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA.